Mateus Ricardo Nogueira Vilanova
Marcos Yutaka Shiino
(Orgs.)

Fronteiras da Engenharia e Ciências Ambientais

Perspectivas multidisciplinares

Fronteiras da Engenharia e Ciências Ambientais

MATEUS RICARDO NOGUEIRA VILANOVA
MARCOS YUTAKA SHIINO
(Orgs.)

FRONTEIRAS DA ENGENHARIA E CIÊNCIAS AMBIENTAIS

PERSPECTIVAS MULTIDISCIPLINARES

Direitos de publicação reservados à:
Fundação Editora da UNESP (FEU)
Praça da Sé, 108
01001-900 – São Paulo – SP
Tel.: (0xx11) 3242-7171
Fax: (0xx11) 3242-7172
www.editoraunesp.com.br
www.livrariaunesp.com.br
atendimento.editora@unesp.br

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP) de acordo com ISBD
Elaborado por Vagner Rodolfo da Silva – CRB-8/9410

F935

Fronteiras da Engenharia e Ciências Ambientais: perspectivas multidisciplinares / organizado por Mateus Ricardo Nogueira Vilanova, Marcos Yutaka Shiino. – São Paulo: Editora Unesp Digital, 2020.
252p.; ePUB.

Inclui bibliografia.
ISBN: 978-65-5714-009-3 (eBook)

1. Engenharia Ambiental. 2. Ciências Ambientais. I. Vilanova, Mateus Ricardo Nogueira. II. Shiino, Marcos Yutaka. III. Título.

2020-1578 CDD 628
CDU 628

Índice para catálogo sistemático:
1. Engenharia Ambiental 628
2. Engenharia Ambiental 628

Este livro é publicado pelo projeto *Edição de Textos de Docentes e Pós-Graduados da Unesp* – Pró-Reitoria de Pós-Graduação da Unesp (PROPG) / Fundação Editora da Unesp (FEU)

Editora afiliada:

Sumário

Prefácio

O meio ambiente vem sendo impactado há décadas pelas ações antrópicas, justificadas pela necessidade de desenvolvimento e crescimento econômico. Essas ações, ainda hoje, ocorrem de forma dissonante do ideal sustentável. Recentemente, com a forte veiculação na mídia das questões relacionadas às mudanças climáticas, a humanidade percebeu que os impactos ambientais decorrentes do seu modo de vida, mesmo que de forma localizada (concentrados nos grandes centros urbanos e industriais), podem repercutir de forma negativa no equilíbrio de todo o sistema terrestre.

A complexidade dos sistemas naturais constitui-se num grande desafio para os cientistas e engenheiros ambientais, responsáveis, respectivamente, pela produção do conhecimento e pela sua aplicação para a solução dos problemas causados ao meio ambiente em decorrência da ação antrópica. Por definição, a ciência e a engenharia ambiental exigem uma constante integração entre diversas disciplinas, extrapolando, inclusive, os limites de áreas do conhecimento. Muitas vezes, suas ações e investigações não se restringem às ciências naturais, sobretudo quando se buscam soluções sustentáveis – nas quais a dimensão ambiental é analisada de forma conjunta e equilibrada com as dimensões social e econômica.

Nós, como professores e pesquisadores da área ambiental (um atuante na temática dos recursos hídricos, e o outro, na de materiais), nos vemos constantemente envolvidos em discussões sobre melhores abordagens de ensino para nossos alunos, e sobre novas hipóteses que fomentem contribuições científicas por meio de nossas pesquisas. Tais discussões nos levam, algumas vezes, a identificar interseções e sinergias entre nossas atividades didáticas e científicas, estimulando uma visão muita mais integrada e ampla da área ambiental. Em outros momentos, somos impelidos a simplesmente aceitar a pluralidade dessa área, o que nos leva a concentrar esforços em busca de um entendimento mais profundo e focado em nossas próprias disciplinas.

A riqueza dos debates dos quais já participamos sobre a pluralidade de disciplinas que compõem a ciência e a engenharia ambiental, somado à nossa convivência com profissionais de várias dessas disciplinas/áreas nos motivaram a organizar o livro *Fronteiras da Engenharia e Ciências Ambientais*: Perspectivas multidisciplinares. Nosso objetivo foi reunir contribuições coesas entorno da área ambiental de um grupo de profissionais de reconhecida experiência, com formações e linhas de atuação bastante distintas. A formação dos autores vai da Engenharia à Geologia, da Matemática à Biologia. A sua atuação – retratada nos respectivos capítulos – orbita ao redor das questões ambientais nos mais diversos aspectos, desde a aplicação e o desenvolvimento de ferramentas tecnológicas como a inteligência artificial e o sensoriamento remoto, passando por estudos ecológicos e ecotoxicológicos, até aspectos mais amplos de gerenciamento, tais como o planejamento energético e o pagamento por serviços ambientais.

Cada um dos autores foi convidado a dissertar sobre aspectos atuais e relevantes de suas linhas de atuação, o que resultou em uma obra direcionada a profissionais já atuantes nessa área e, especialmente, para pesquisadores e alunos de pós-graduação. Esse público poderá, mediante a leitura do livro, se aprofundar nos aspectos contemplados em cada capítulo, ou então, buscar inspiração e ideias para o desenvolvimento de suas próprias pesquisas.

Esperamos que a leitura da obra possa, de alguma maneira, inspirar o desenvolvimento de ideias inovadoras e sustentáveis para a solução de problemas ambientais, e contribuir com pesquisas nos mais variados níveis dentro da ciência e da engenharia ambiental.

Mateus Ricardo Nogueira Vilanova
Marcos Yutaka Shiino

1
A GERAÇÃO DE ENERGIA NO CONTEXTO DA SUSTENTABILIDADE

José Antônio Perrella Balestieri

Introdução

A geração termelétrica tem sido extensivamente empregada por se sustentar em alguns dos pilares ditados pela economia: (1) a eletricidade por ela produzida apresenta baixos custos, quando pautada pela queima de combustíveis fósseis; (2) apresenta elevado ganho de escala, quando as unidades de geração se encontram em patamares próximos de 500 MW; e (3) opera na base do sistema de geração elétrico, com elevado fator de capacidade.[1] Entretanto, atualmente se observa pressão (ambiental, por parte da mídia e da sociedade esclarecida) por maior participação das fontes de energia renováveis na matriz energética dos países, em detrimento de formas de geração baseadas em fontes fósseis (como carvão mineral, óleo combustível e gás natural) ou de origem termonuclear – é a chamada "transição para a sociedade de baixo carbono" (Bridge et al., 2013).

---

1 O fator de capacidade de uma central de geração elétrica é a razão entre a energia efetivamente gerada em um período de tempo e a energia que poderia ter sido gerada, caso a central tivesse operado em sua plena capacidade durante 100% desse período (calculada a partir do produto da capacidade total pelo intervalo de tempo considerado).

Em estudos de planejamento energético, alternativas tecnológicas devem ser consideradas nos estudos de expansão da capacidade de geração de energia de um país em busca de maiores eficiências de conversão energética, uma vez que seu consumo está de alguma forma correlacionado, dentre outros fatores, ao aumento da população, ao desempenho da economia e à tendência de eletrificação de processos. A adequada composição da capacidade de geração de um país garante segurança energética para diferentes contextos econômicos e ambientais.

Assim como a análise do planejamento energético não pode comportar preconceitos científicos (que levariam a rejeitar, por exemplo, a análise prospectiva de termoelétricas nucleares ou a carvão a partir do conhecimento atual dessas tecnologias, desconsiderando potenciais aperfeiçoamentos tecnológicos que podem vir a se materializar em futuro próximo), nenhuma forma de geração de energia pode ser considerada plenamente isenta de consequências ambientais. Assim, considerando-se o fato de que a geração termelétrica pode ser baseada tanto em fontes de energia fóssil (como o carvão) quanto em fontes renováveis em um amplo espectro de biomassas (de origem agroindustrial, florestal, resíduos sólidos urbanos, para citar alguns), faz-se necessária uma análise mais aprofundada da questão, para que o profissional da área ambiental possa fazer o devido juízo de valor acerca dessas questões.

A geração de energia, no contexto da sustentabilidade, é de grande interesse para o engenheiro ambiental, que deve possuir conhecimentos relativos à geração de energia pelo fato de o ser humano dela necessitar para sua sobrevivência – a própria existência humana está associada a impactos ambientais, por exemplo, pela produção de excrementos como urina e fezes, e resíduos da decomposição *post-mortem* –, bem como para a transformação de matérias-primas em produtos de sua necessidade. Além disso, há fontes renováveis e não renováveis de energia, e as últimas não deixarão de ser empregadas em curto e médio prazos; por fim, é preciso que tais profissionais dominem os principais conceitos acerca das tecnologias de geração

de energia, para que sejam capazes de propor e realizar intervenções necessárias para o controle ambiental.

No presente texto são apresentadas, no contexto geral do setor energético, as diversas fontes de energia presentes no balanço energético do país, e apenas aquelas que apresentam relevância no contexto da geração de energia contam com uma avaliação extensiva acerca dos aspectos ambientais que devem ser considerados em sua utilização. De igual modo, são apresentados parâmetros técnicos, econômicos e ambientais que permitam uma avaliação individual e comparativa entre as diferentes opções tecnológicas atualmente existentes.

Visão geral do setor energético

Para melhor compreensão acerca da geração de energia, é importante estabelecer o funcionamento do setor energético. O Balanço Energético Nacional é um instrumento empregado por diferentes nações (podendo ser replicado para os estados que as compõem) para determinar as formas de geração de energia, sua disponibilidade e os níveis de consumo da energia no contexto dos diferentes setores socioeconômicos do país. No Brasil, o Ministério de Minas e Energia elabora esse documento de referência (Empresa de Pesquisa Energética, 2016) anualmente, desde 1970; em nível estadual, pode-se citar o Balanço Energético do Estado de São Paulo (São Paulo, 2015) como exemplo das unidades da federação.

De modo geral, e embora haja alguma diferença metodológica, podem-se identificar as fontes de energia primária nos balanços energéticos dos países, que são aquelas tais como encontradas na natureza (petróleo, gás natural, carvão mineral, urânio, energia hidráulica, lenha, produtos da cana), que após passarem por centros de transformação (como refinarias e centrais de geração elétrica, por exemplo) dão origem às energias secundárias (óleo diesel, óleo combustível, gasolina, gás liquefeito de petróleo, nafta, querosene, gás de coqueria, coque de carvão mineral, urânio contido no UO_2, eletricidade, carvão vegetal, etanol anidro e hidratado, alcatrão) – tais

exemplos são condizentes com a estrutura presente no Balanço Energético Nacional 2016 (Empresa de Pesquisa Energética, 2016). Do centro de transformação, as diversas formas de energia secundária são convertidas em energia de uso final quando destinadas ao consumo final (diferentes setores da atividade socioeconômica que delas se utilizam, computando-se o setor industrial, residencial, energético e demais setores – público, agropecuário, comercial e transportes), incluídas as perdas existentes na cadeia produtiva (na geração, no transporte, distribuição e armazenamento da energia).

Um mapeamento constantemente atualizado da capacidade de geração de cada uma das formas de energia empregadas no país para a geração de eletricidade pode ser acompanhado no Banco de Informações de Geração (BIG) da Agência Nacional de Energia Elétrica (Aneel)[2] – neste caso, a pesquisa *online* é recomendada por ser a mais atualizada (Agência Nacional de Energia Elétrica, 2017).

A matriz elétrica brasileira baseia-se fortemente na geração centralizada, isto é, baseada em grandes centrais geradoras de energia associadas a empreendimentos estatais ou a grandes conglomerados econômicos, que geram em uma localidade e distribuem a energia em todo o território nacional; entretanto, o mercado de energia, tanto no Brasil quanto em outros países, apresenta um crescente interesse pela geração distribuída, inclusive com marco regulatório recente para sua difusão no país (Agência Nacional de Energia Elétrica, 2012a; b), sendo baseada em pequenos produtores de energia elétrica, normalmente com baixa ou média capacidade de geração e que a disponibilizam localmente.

Para apresentarem uma relação custo-benefício favorável, as formas de geração centralizada são baseadas em instalações de elevada capacidade (tais como a usina de Itaipu, com vinte turbinas hidráulicas com capacidade individual de 700 MW, e termelétricas a gás natural ou carvão com capacidades entre 400 MW e 600 MW, essas últimas sem recuperação e aproveitamento do calor residual).

---

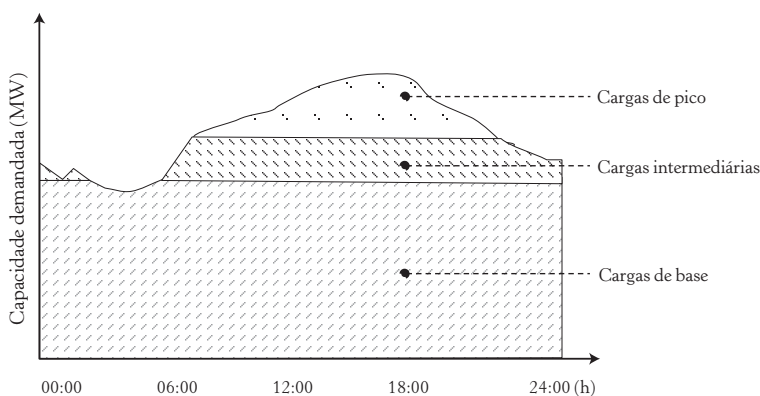
2 Disponível em: <http://www2.aneel.gov.br/aplicacoes/capacidadebrasil/capacidadebrasil.cfm>.

Centrais de geração distribuída são soluções de pequena capacidade (abaixo de 1 MW de geração elétrica segundo Chicco e Mancarella (2009)) que já alcançaram estágio comercial, tais como motores de combustão interna e microturbinas a gás, além do promissor mercado das células-combustível; além disso, trazem por vantagens, dentre outras, o fato de não exigirem os vultosos investimentos das unidades centralizadas e encontrarem-se fisicamente espalhadas em milhares de localidades, reduzindo a vulnerabilidade do sistema elétrico e melhorando sua confiabilidade. Por outro lado, destacam-se o fato de que o emprego de tal iniciativa pode contribuir para a produção local de emissões atmosféricas, o que pode ser preocupante em áreas densamente povoadas, além de as empresas distribuidoras deverem prover padrões que garantam a interconexão do gerador descentralizado em condições de proteção adequadas para todo o sistema (Chicco; Mancarella, 2009).

Se a capacidade das centrais geradoras de energia é importante para balancear a relação entre a oferta e a demanda (ambas medidas em unidade de potência, em Watt e seus múltiplos), instante a instante os consumidores de energia solicitam mais ou menos energia (medida em Wh e seus múltiplos, no caso da forma elétrica), o que no jargão do setor energético é referido como "carga" – as cargas elétricas variam ao longo das horas do dia e das estações do ano (no verão, por exemplo, há um maior número de aparelhos de ar condicionado ligados entre 13 e 17 horas), possibilitando que sejam estabelecidos padrões ou tendências aproximadas, através de modelos matemáticos especializados (Hall; Buckley, 2016). Mesmo o conhecimento das curvas de carga típicas do sistema elétrico brasileiro, associado ao uso desses modelos matemáticos, não evita eventuais perturbações decorrentes de fatores adversos, tais como picos extraordinários de carga e problemas em linhas de transmissão.

Quanto maior o sistema de transmissão e distribuição de energia, maior é a necessidade de que uma entidade seja nomeada para gerenciar o despacho das cargas, isto é, definir quais centrais de geração devem ser postas a operar para que as cargas sejam atendidas com a qualidade desejada (no caso elétrico brasileiro, na frequência da rede

de 60 Hz).[3] As três categorias apresentadas na Figura 1 representam as cargas que ocorrem ao longo de um dia típico.

Figura 1 – Curva de carga do sistema elétrico

Fonte: Elaborada pelo autor

As cargas de base estão presentes na programação ao longo de todas as horas do dia, e devem ser supridas por centrais de geração que apresentem economicidade tarifária, eficiência de conversão e confiabilidade de geração, ficando as demais características (como a rápida capacidade de partida ou parada das máquinas) em segundo plano. Na maior parte dos países, cargas de base são supridas por usinas hidrelétricas, centrais termelétricas nucleares ou a carvão. As cargas intermediárias devem ser supridas por centrais de geração eficientes quando operadas por grande número de horas, e também ágeis em relação aos processos de partida e parada, tais como termelétricas por ciclos combinados a gás natural. As cargas

3 No caso do Brasil, a coordenação e o controle da operação das instalações de geração e transmissão de energia elétrica no Sistema Interligado Nacional (SIN) estão a cargo do Operador Nacional do Sistema Elétrico (ONS), sob a supervisão da Agência Nacional de Energia Elétrica (Aneel). O ONS é uma pessoa jurídica de direito privado, constituído por empresas de geração, transmissão, distribuição e consumidores livres de grande porte (Fonte: <http://www.ons.org.br/home/>, Acesso em 3. jan. 2017).

de pico são as que ocorrem em poucas horas do dia, devendo ser supridas por centrais de geração cujas partidas e paradas rápidas são altamente desejáveis (as máquinas devem operar em plena carga em questão de minutos), não sendo tão eficientes nem possuindo custos reduzidos como os verificados nas demais categorias – são exemplos dessas usinas as termelétricas equipadas com turbinas a gás em ciclo simples e motores de combustão interna (queimando óleo diesel ou gás natural).

Embora as formas de geração solar e eólica não sejam, em um primeiro momento, contempladas dentre as alternativas para atendimento de cargas de base, por sua condição de intermitência, alternativas tecnológicas têm sido propostas para superar tal limitação, mediante a combinação das centrais eólicas com unidades de ciclo combinado a gás natural ou a centrais térmicas de estocagem de ar comprimido (Compressed Air Energy Storage – Caes), nas quais a eletricidade originada nos aerogeradores é usada para comprimir ar em tanques subterrâneos para ser, no momento adequado, expandido em uma turbina para geração de energia elétrica (Mason; Archer, 2012). O crescente aumento da participação eólica e solar na matriz elétrica dos países têm imposto novos desafios aos planejadores da operação do sistema elétrico, em especial aqueles relativos à qualidade da energia elétrica gerada com relação a harmônicos, variações de frequência e flutuações de voltagem (Kaddah et al., 2016). É importante destacar, ainda, o potencial pouco explorado das centrais de acumulação por bombeamento. Tecnicamente, essa opção de geração é uma variação da tecnologia hidrelétrica que opera de modo dual, isto é, turbinando água do reservatório para gerar energia em momentos favoráveis ao setor elétrico e posteriormente bombeando-a de volta ao reservatório. Sua presença nos sistemas de geração elétrica representa um modo seguro de manter a confiabilidade de geração elétrica em razão de sua elevada eficiência, entre 65% e 80% (Kougias; Szabó, 2017).

Quando se faz referência a centrais termelétricas baseadas na queima de combustíveis fósseis ou renováveis, é importante fazer a distinção entre centrais de cogeração e centrais de geração

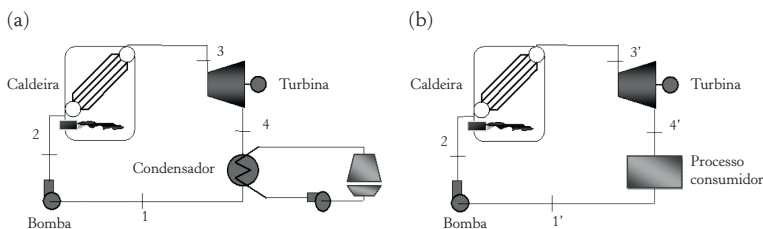
puramente termelétrica. Toda central de cogeração é termelétrica, porém nem toda central termelétrica é de cogeração. Define-se cogeração a geração combinada de duas ou mais formas de energia útil (como energia mecânica/elétrica e energia térmica na forma de vapor, água ou ar quente ou resfriado) a partir de uma mesma fonte de energia primária (Puig-Arnavat et al, 2014); a parcela térmica da energia é obtida da recuperação parcial e aproveitamento do calor residual, que é eliminada para o ambiente no processo de geração puramente termelétrica. Dong et al. (2009) definem a cogeração inferior a 15 kW elétrico como de micro escala, e de pequena escala nos casos em que a capacidade é inferior a 100 kW elétrico; a média escala se situa entre 100 kW e 5.000 kW (Jradi; Riffat, 2014), sendo, portanto, a cogeração de larga escala aquela com potências elétricas superiores 5.000 kW, atingindo valores entre 100.000 kW e 300.000 kW (Agência Nacional de Energia Elétrica [s.d.]; Gupta e Shankar [s.d.]).

Na análise de ciclos térmicos, a busca pela eficiência do uso da energia se faz a partir do conceito de rendimento térmico, definido como a razão entre a potência líquida produzida pelo ciclo (elétrica ou mecânica) e a potência térmica entregue pelo combustível (o produto da vazão em massa de combustível pelo seu poder calorífico, sendo no Brasil, tradicionalmente, utilizado o valor do poder calorífico inferior).[4] A Figura 2 ilustra as duas formas de geração termelétrica supracitadas, e em ambas as configurações foi adotado o ciclo a vapor (Rankine) como concepção tecnológica. Se um valor de referência para o rendimento térmico da central de geração puramente termelétrica é 30%, a maior parcela da energia do combustível não convertida em energia elétrica no eixo da turbina a vapor (isto é, 70% da energia contida no combustível) é dissipada no condensador e torre de resfriamento, na forma de calor liberado ao ambiente.

4 Poder calorífico de uma substância (como um alimento ou combustível) é a quantidade de energia liberada em sua combustão por unidade de massa, expresso no Sistema Internacional em kJ/kg. A diferença entre o poder calorífico inferior e o superior é o calor latente de vaporização da água liberada na combustão, sendo que o poder calorífico inferior desconta esse valor do poder calorífico superior por considerar a evaporação da água.

Além de constituir uma perda de energia, esse calor rejeitado para o ambiente constitui-se, também, numa fonte de poluição térmica.

Em um ciclo de cogeração, ao invés de dissipar tal parcela de energia para o ambiente, o vapor exaustado da turbina (na Figura 2, em estado termodinâmico 4', mais energético que 4) é enviado para um processo consumidor, para o qual seria necessária a queima de combustível para a produção de energia térmica na forma de vapor (rejeitando-o em uma condição 1', também superior a 1). Comparativamente, nas mesmas condições de vazão, pressão e temperatura de vapor na caldeira e mesmo consumo de combustível na caldeira, a potência de eixo no ciclo termelétrico é superior ao de cogeração, mas nesse último ciclo há o aproveitamento térmico do calor residual para a produção de vapor para o processo, calor que no ciclo puramente termelétrico é dissipado ao ambiente em torres de resfriamento (quando não utilizado em um sistema de aquecimento distrital, situação que também pode ser caracterizada como cogeração).

Figura 2 – Configurações de ciclo a vapor puramente termelétrico (a) e cogeração (b)

Fonte: Elaborado pelo autor

A análise que segue se refere às fontes de energia e às centrais geradoras de energia que lhes são compatíveis, buscando destacar os aspectos técnicos e ambientais – em especial, as características sustentáveis ou não que apresentam –, em termos da obtenção das fontes de energia, da instalação e da operação das centrais geradoras correspondentes. O conceito de sustentabilidade considerado neste texto é derivado da definição clássica de desenvolvimento

sustentável, apresentada no documento *Our common future* (The United Nations, 1987). Segundo o documento, desenvolvimento sustentável é aquele "que atende às necessidades da geração presente, sem comprometer a possibilidade das futuras gerações de terem atendidas suas próprias necessidades" (The United Nations, 1987).

Aspectos técnicos e ambientais das fontes de energia convencionais

Segundo a Empresa de Pesquisa Energética (2016), a oferta interna de energia elétrica se fez, em 2015, através da fonte de energia hidráulica (65%), seguida pelo gás natural (12,9%), biomassa (8%), derivados de petróleo (4,8%), carvão e derivados (4,5%), eólica (3,5%), nuclear (2,4%) e solar (0,01%). Nesse sentido, serão tecidas considerações acerca das formas de geração hidrelétrica, a geração termelétrica pela queima do gás natural, diesel, biomassa e carvão, pela geração termonuclear, além da geração elétrica de base eólica e solar.

Do ponto de vista técnico, a geração hidrelétrica apresenta diferenciação segundo a escala de capacidade e área de reservatório. No Brasil, são consideradas pequenas centrais hidrelétricas (PCH) as usinas destinadas a autoprodução ou produção independente de energia, e que possuem capacidade instalada entre 3 e 30 MW, e com área de reservatório inferior a 13 km^2 (Agência Nacional de Energia Elétrica, 2015). A Resolução n.673/2015 da Agência Nacional de Energia Elétrica (2015) apresenta condicionantes que permitem que centrais com reservatórios com áreas superiores a 13 km^2 sejam enquadradas como PCH. Costuma-se atribuir o nome de Central Geradora Hidrelétrica (CHG) às usinas que possuem capacidades instaladas inferiores ao limite de enquadramento de como PCH.

A geração hidrelétrica, embora baseada em fonte de energia renovável, apresenta diversos impactos sociais e ambientais, tal como citado por Andrade e Santos (2015), a partir de trabalhos de outros autores. Por conta da presença de barragens, observa-se a perda de biodiversidade e extinção de espécies por inundação de

áreas de florestas plantadas e de vegetação nativa; destruição de hábitats; perda de terras agrícolas; necessidade de deslocamento de um grande número de pessoas, interferência em territórios indígenas ou populações tradicionais; alterações no regime hidrológico e morfologia dos corpos hídricos; impacto sobre a ictiofauna; durante a construção do reservatório, ocorrem impactos sobre o ecossistema aquático e sobre o regime de águas dos rios.

Outra questão ambiental muito importante em termos da geração hidrelétrica diz respeito às emissões de CO_2 e outros gases de efeito estufa (Greenhouse Gas – GHG,), bem como consumo de água e uso de terra (Sheldon; Hadian; Zik, 2015). Essas duas últimas questões se relacionam, respectivamente, às elevadas taxas de evaporação decorrentes das grandes áreas de superfície dos reservatórios, e às elevadas relações entre área utilizada/alagada e capacidade instalada ($m^2.MW^{-1}$) dessa tecnologia em comparação com outras formas de geração de energia. A questão das emissões de CO_2 e outros GHG é controversa: embora se tenha constatado que reservatórios apresentam emissões por unidade de eletricidade gerada comparáveis ou até maiores que outras formas de geração de eletricidade, há pouca discordância sobre o fato de que as emissões de gases de efeito estufa de reservatórios artificiais são substanciais (Premalatha et al., 2014).

As formas de geração termelétrica, independentemente do combustível empregado, apresentam impactos ambientais, e alguns deles contam com uma significativa taxa de rejeição (tanto por parte da população quanto por certos gestores de políticas públicas) em razão das elevadas taxas de emissões de gases poluentes e particulados (a despeito do emprego de filtros e sistemas de limpeza de gases que, como qualquer equipamento, apresentam eficiência inferior a 100%) ou disposição final de resíduos sólidos contaminantes.

O carvão mineral, na forma sólida e de modo tradicional para a geração centralizada, é empregado em ciclos a vapor sub e supercríticos, isto é, com pressão do vapor de água em condições inferiores ou superiores à pressão crítica desse vetor energético (22 MPa). Nakata et al. (2011) definem as centrais térmicas a carvão supercríticas como

aquelas que produzem vapor na pressão de 22 MPa e temperatura entre 380 °C e 540 °C, com emissões médias de CO_2 entre 0,75 t/MWh e 0,83 t/MWh, ao passo que as ultrassupercríticas chegariam a produzir vapor de 30,5 MPa a mais de 600 °C, com emissões médias de CO_2 entre 0,73 t/MWh e 0,77 t/MWh. Aryanpur e Shafiei (2015) reportam rendimentos de 35% para as centrais térmicas convencionais a carvão, valor que se eleva para a faixa entre 46% e 50% para as unidades avançadas supercríticas.

De acordo com Tang et al. (2015), as tecnologias de carvão limpo (*clean coal technologies*) dizem respeito a instalações térmicas mais eficientes do que as convencionais a carvão, operando com temperaturas e pressões mais altas, ou ainda, com a captura e armazenamento (Carbono Capture and Storage – CCS) do dióxido de carbono emitido durante as operações; as instalações que reduzem poluentes como óxidos de enxofre (SOx) e nitrogênio (NOx), além de material particulado e metais pesados (como o mercúrio) também podem ser incluídos nessa classificação, embora não haja consenso nesse sentido.

A geração termelétrica com gás natural e com óleo diesel apresenta restrições ambientais, embora em menor proporção em relação ao uso do carvão mineral. As tecnologias para geração de energia com esses dois combustíveis fósseis são os conjuntos a gás[5] e os motores de combustão interna. De acordo com Jradi e Riffat (2014), o rendimento térmico dos motores de combustão interna se encontram entre 25% e 45%, ao passo que de conjuntos a gás se situam entre 18% e 36%. Contudo, tais valores dependem da capacidade de geração de energia considerada; sendo assim, na análise de equipamentos reais, como descrito pela Diesel & Gas Turbine Publications (2017), um conjunto a gás operando de forma individual pode apresentar rendimento térmico entre 24,5% e 43,5%, ao passo que, se estiver

5 Neste texto, adotou-se o termo "conjunto a gás" para a composição de compressor, turbina a gás e câmara de combustão em um mesmo eixo – o ciclo termodinâmico que lhe corresponde é o ciclo Brayton. Embora a tecnologia seja popularmente conhecida como "turbina a gás", tal denominação é aqui julgada interessante para não se confundir o componente com o ciclo quando de sua referência.

integrado a um ciclo combinado (conjunto a gás acoplado a caldeira de recuperação térmica e turbina a vapor), tais valores podem se situar entre 49,5% e 60,9%.

A geração termelétrica queimando biomassa pode ser estruturada de acordo com diferentes fontes energéticas (sendo o bagaço de cana, ao menos no Brasil, seu representante mais conhecido) e diferentes tecnologias. Roberts et al. (2015) apresentam uma ampla classificação das biomassas disponíveis para a geração de energia, dividindo-as em dois grupos: derivadas de vegetais e derivadas de animais. Em tal divisão, incluem-se no primeiro grupo os resíduos agrícolas, florestais, industriais e os resíduos sólidos urbanos. Dantas et al. (2013), citando Corrêa Neto e Ramon (2002), indicam que 270 kg de bagaço são gerados para cada tonelada de cana-de-açúcar processada, o que representa uma significativa disponibilidade energética para as usinas de açúcar e álcool.

Juntamente ao bagaço de cana-de-açúcar, a matriz elétrica brasileira registra uma participação significativa de geração térmica (para autoprodução de energia) a partir de licor negro (também conhecido por lixívia), efluente do setor de papel e celulose (Ministério de Minas e Energia; Empresa de Pesquisa Energética, 2007). Propostas tecnológicas de substituição do ciclo a vapor com suas caldeiras de recuperação química (Tomlinson) de baixo rendimento por ciclos combinados com gaseificação integrada do licor negro têm sido apresentadas na literatura, até mesmo com a propositura da inclusão de sistemas de captura e sequestro de carbono, de modo a melhorar a atratividade econômica dessa mudança tecnológica (Ferreira; Balestieri, 2015).

Embora não venha sendo considerada, até o momento, uma alternativa firme para a expansão da capacidade de geração térmica do Brasil, o emprego de centrais térmicas baseadas na recuperação energética de resíduos sólidos urbanos já é uma realidade em diversos países. Balcazar et al. (2013) demonstraram que o emprego de ciclos híbridos, utilizando conjuntos a gás (gás natural) integrados a caldeiras de incineração (queimando resíduos sólidos urbanos), é tecnicamente viável e pode ser economicamente atrativo. Essa

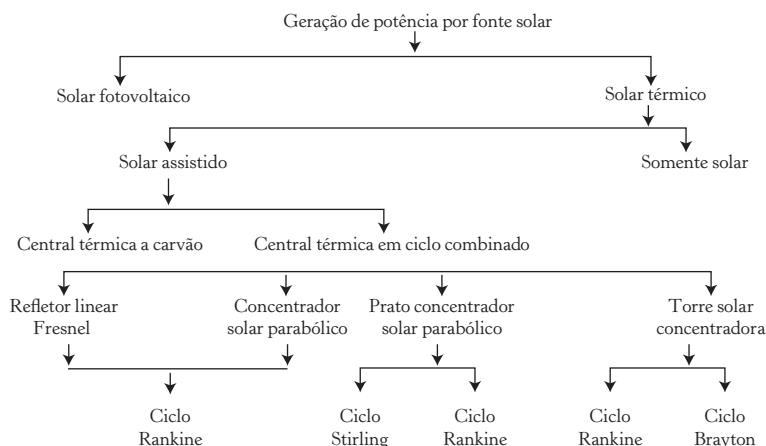
atratividade varia de acordo com a capacidade da central térmica, bem como com consideração de incentivos financeiros, por exemplo, o pagamento pela remoção/destinação do lixo urbano, por meio de taxas específicas para esse fim.

É oportuno, neste ponto do capítulo, abordar a questão das taxas ambientais: análises como a realizada por Fonseca Filho et al. (2016) demonstram que a sua aplicação pode viabilizar a utilização de tecnologias avançadas de geração, incluindo aquelas que apresentam balanço neutro de carbono (como o bagaço de cana, por exemplo), quando se empregam sistemas de captura e sequestro de carbono como atividade comercial de ordem ambiental. Balcazar et al. (2013) demonstraram a atratividade técnica e econômica de centrais térmicas integrando gás natural e resíduo sólido urbano para uma cidade brasileira. Há que considerar, entretanto, que o caso específico de recuperação energética de resíduos sólidos urbanos ocasiona a eliminação para o ambiente, dentre outros, de emissões gasosas de compostos orgânicos complexos (dioxinas e furanos). A despeito de evidências de que sistemas bem projetados, com correto tratamento dos gases e manutenção de condições adequadas de combustão, possam reduzir significativamente a presença desses compostos orgânicos (Montejo et al., 2011; WSP Environmental, 2013), Wang et al. (2016) julgam que essa questão ainda exige pesquisas mais aprofundadas, constituindo, portanto, um relevante objeto de estudo no contexto da engenharia ambiental.

A geração termonuclear tem sido considerada uma das tecnologias de geração centralizada que, juntamente com a geração hidrelétrica, pode produzir quantidades significativas de eletricidade associadas a uma baixa emissão de CO_2 (Bazmi; Zahedi, 2011). Embora seja uma tecnologia madura, e que atualmente conta com um significativo grau de segurança na operação de seus reatores, não se pode deixar de considerar que a questão envolvendo a disposição dos resíduos radioativos gerados nas centrais termonucleares não se encontra devidamente equacionada, além de se observarem iniciativas de redução ou abandono da tecnologia em alguns países, após o acidente de 2011 na central de Fukushima, Japão (Prasad; Bansal; Raturi, 2014).

Em relação ao aproveitamento da energia solar, as formas clássicas são a fotovoltaica (para produção de energia elétrica) e a térmica (para a produção de água quente); essa última, no entanto, inclui formas de geração de eletricidade a partir da composição com outros ciclos, como descrito na Figura 3, adaptada de Siva et al. (2013), nos quais são consideradas capacidades da ordem de 50 MW. Os sistemas fotovoltaicos têm sido propostos como importante alternativa de geração distribuída, em especial pela sua oportunidade de aplicação em larga escala em telhados de edificações, conforme GhaffarianHoseini et al. (2013). A aplicação térmica, mais tradicional em uso residencial a partir de coletores solares (embora pouco difundida até recentemente, em razão de elevados custos de instalação), tem se expandido em termos de geração elétrica para sistemas solares assistidos, como o ciclo combinado integrado ao sistema concentrador solar, proposto por Adibhata e Kaushik (2017), e a central térmica que integra torre solar concentradora a um ciclo Rankine a carvão, estudado por Zhu et al. (2017). Exemplos como os citados representam uma forma importante de inserir fontes renováveis de energia aos ciclos térmicos baseados em combustíveis fósseis, com reflexos ambientais positivos.

Figura 3 – Esquema de formas de geração de potência por fonte solar

Geração de potência por fonte solar
Solar fotovoltaico
Solar térmico
Solar assistido
Somente solar
Central térmica a carvão
Central térmica em ciclo combinado
Refletor linear Fresnel
Concentrador solar parabólico
Prato concentrador solar parabólico
Torre solar concentradora
Ciclo Rankine
Ciclo Stirling
Ciclo Rankine
Ciclo Rankine
Ciclo Brayton

Fonte: Adaptado de Siva Reddy et al. (2013)

A energia eólica tem sido bastante empregada em tempos recentes, pelo aumento de sua competitividade econômica; esse fato, segundo Williams et al. (2017), permite projetar que os custos futuros dessa tecnologia a tornarão competitiva em relação à geração elétrica baseada em fontes fósseis. Kaldellis e Apostolou (2017) sinalizam o fato de que a geração eólica em terra (*onshore*) encontra-se bem estabelecida e contribui de forma significativa com a produção de energia em nível mundial; entretanto, a geração eólica em águas oceânicas (*offshore*) ainda é uma iniciativa emergente, que apresenta inúmeros desafios, dentre eles a diferenciação dos materiais empregados, os custos de operação e a manutenção decorrente das atividades marítimas, como o transporte de trabalhadores em helicópteros.

Como qualquer tecnologia de geração de energia, a eólica não está isenta de impactos adversos: enquanto Schilling e Esmundo (2009) citam a intermitência na frequência de ventos e o fato de os melhores locais para a instalação não se situarem próximos às áreas urbanas (o que requer significativos investimentos em sistemas de transmissão), Ahmad e Tahar (2014) citam a alteração de rotas de voo de aves migratórias, a interferência eletromagnética por sinais de rádio nas cercanias das grandes instalações, o ruído das pás em seu movimento rotativo e o impacto sobre a paisagem como problemas associados às centrais eólicas.

Parâmetros de análise de sistemas energéticos

Um engenheiro ambiental não poderá se posicionar em relação às tecnologias de geração de energia sem entrar no mérito de seus parâmetros técnicos, econômicos e relativos às emissões. Desse modo, apresenta-se a seguir uma coletânea de parâmetros relevantes, presentes na literatura técnica recente. A Tabela 1 é uma composição de parâmetros técnicos baseadas em Aryanpur e Shafiei (2015) e na Administração de Informações Energéticas do Governo dos Estados Unidos (U. S. Energy Informtiion Adminstration – Useia) (2016),

que não pretende ser exaustiva (outras informações podem ser encontradas nestas referências).

De acordo com a Useia (2016), os custos apresentados na Tabela 1 se referem ao projeto das referidas centrais térmicas nas seguintes condições: (1) como se não se aplicassem juros durante a sua construção; (2) cada tecnologia é representada por uma instalação genérica, de dimensão e configuração específicas, cuja localização não prevê requerimentos de infraestrutura ou restrições não usuais.

O que se pode observar em uma primeira análise dos valores econômicos da Tabela 1 é que há uma discrepância entre as bases de dados: de acordo com a teoria econômica, o custo específico de investimento representa o custo (em US$) de uma unidade de potência (kW), e esse valor decresce à medida que a capacidade de referência é aumentada, representando um ganho de escala. Ainda assim, mantiveram-se os valores de custo específico de ambas as referências para ilustrar a dificuldade que em geral o projetista e o planejador de sistemas de geração de energia enfrentam ao necessitar estimar, com alguma segurança, os parâmetros de atratividade econômica de um empreendimento.

Para o estabelecimento de custos de empreendimento empregam-se o método do custo do ciclo de vida (Life Cycle Costing – LCC) e o método da avaliação do ciclo de vida (Life Cycle Assessment – LCA). No LCC avaliam-se todas as consequências econômicas e financeiras de um empreendimento, enquanto no LCA o foco está nos aspectos ambientais do ciclo de vida de um produto ou sistema; desse modo, os estudos econômicos baseados em LCA buscam retratar os impactos ambientais decorrentes das decisões envolvidas na seleção de um produto ou sistema (Bierer et al., 2015). Os principais parâmetros ambientais foram obtidos de Abate et al. (2015) e são apresentados na Tabela 2. Os valores referentes aos gases de efeito estufa (Greenhouse Gases – GHG) são apresentados na unidade gramas de CO_2-equivalente por kWh, pelo fato de que as emissões de tais gases são compostas majoritariamente por dióxido de carbono (CO_2), metano (CH_4) e óxido nitroso (N_2O).

Os dados apresentados são baseados na análise de ciclo de vida (LCA), método de análise ambiental que estabelece as fronteiras

Tabela 1 – Características técnicas e econômicas de centrais de geração de energia (em anos)

Tecnologia em análise	Capacidade referência (MW)	Custo de investimento (US$/kW)	Rendimento térmico (%)	Fator de capacidadea (%)	Tempo de vida útil (anos)	Tempo de construção (anos)
Central a vapor convencional[1]	325	1100	41,2	75	30	5
... a carvão subcrítica[1]	650	1600	35,3	85	30	3
... a carvão supercrítica[1]	850	2200	46,0	85	40	4
... a carvão ultrassupercrítica[2]	650	3636	38,8	nd	nd	nd
... carvão, ultrassupercrítica, com CCS[2]	650	5084	35,0	nd	nd	nd
Central com conjunto a gás[1]	162	550	34,3	70	12	2
... com conjunto a gás avançada[2]	237	678	34,8	nd	nd	nd
Central de ciclo combinado gás natural[1]	480	760	50,0	80	30	5
... ciclo combinado gás natural[2]	702	978	51,7	nd	nd	nd
... gás natural avançado[2]	429	1104	54,2	nd	nd	nd
Central nuclear com urânio avançada[2]	2234	5945	nd	nd	nd	nd
Central hidrelétrica grande porte[1]	nd	1500	nd	30	50	6
Pequena central hidrelétrica[1]	nd	2000	nd	50	40	4
Central eólica *onshore*[2]	100	1877	nd	nd	nd	nd
... eólica *onshore* conectada à rede[1]	nd	1500	nd	30	20	2
Central fotovoltaica fixa[2]	20	2670	nd	nd	nd	nd
... com acompanhamento solar[2]	20	2644	nd	nd	nd	nd
... com acompanhamento solar[2]	150	2534	nd	nd	nd	nd

Notas: (1) (Aryanpur; Shafiei, 2015); (2) (Useia, 2016); (a) fator de capacidade é a razão entre a potência média gerada em relação à potência total instalada; (nd) não disponível.

Tabela 2 – Emissões produzidas por centrais de geração de energia baseado em análise de ciclo de vida (Abate et al., 2015)

Tecnologia em análise	**GHG (g/ kWh)1**	**SO_2 (mg/kWh)**	**NOx (mg/kWh)**	**NMVOC (mg/kWh)**	**Particulado (g/kWh)**
Geração hidrelétrica	2-50	5-60	3-40	0	5
Geração eólica	5-120	20-90	15-50	0	5-35
Geração fotovoltaica	10-730	25-500	15-340	70	10-190
Combustão de resíduo florestal	15-200	15-150	700-2000	0	220-320
Gás natural/gás de xisto em ciclo combinado	400-500 / 800-1000	4-500	13-1500	72-164	1-10
Óleo extrapesado, óleo de xisto, areia betuminosa	700-1200	500-30000	500-5000	20-30	30-500
Carvão central moderna	800-1200	700-30000	700-5300	20-30	30-660

Notas: (1) em gramas de CO_2 equivalente por kWh; GHG = gás de efeito estufa (*greenhouse gas*); NMVOC = compostos orgânicos voláteis não metano (*non--methane volatile organic compounds*).

do sistema (onde inicia e onde termina a análise). A apresentação do modelo LCA para as centrais de geração permite uma avaliação comparativa de tecnologias que contempla toda a existência da unidade, desde a sua origem até sua disposição final, isto é, "do berço ao túmulo" ("*from cradle to grave*"), ou considerando que os componentes finais poderão ser decompostos ou reutilizados (*from cradle to cradle*), ou limitados às fronteiras do sistema (*from cradle to gate*), modelo esse que considera emissões atmosféricas e resíduos que saem das fronteiras da unidade produtiva (Tan e Khoo, 2005).

Considerações finais

A humanidade talvez venha a sentir a necessidade de abrir mão de diversos produtos e serviços com os quais convive na atualidade – voluntariamente ou por decorrência da penúria resultante do deplecionamento dos recursos naturais –, ou mesmo se ver obrigada a reduzir seu consumo. Contudo, é inimaginável que possa deixar de fazer uso da energia, e toda e qualquer forma de energia apresenta custos elevados e consequências ambientais.

Simplificadamente, pode-se considerar que todo processo de tomada de decisão envolve um momento de compreensão dos fatos envolvidos, outro de coleta de informações e seu processamento, período que pode se prolongar até o momento crucial (*deadline*) em que uma posição deve ser assumida. A decisão será tão mais acertada quanto melhores forem as informações coletadas, quanto mais bem tratadas elas forem, e quanto mais profundamente forem discutidas e amadurecidas as possíveis alternativas de solução. Nas questões que envolvem a geração de energia e as consequentes intercorrências ambientais delas resultantes, o conhecimento das limitações tecnológicas das alternativas disponíveis, a mente aberta às possibilidades aventadas e muita disposição para discuti-las exaustivamente com os diversos agentes envolvidos no processo de tomada de decisão são fundamentais para um resultado condizente com as melhores práticas existentes.

Referências bibliográficas

ABATE, S. et al. The energy-chemistry nexus: A vision of the future from sustainability perspective. *Journal of Energy Chemistry*, v.24, n.5, p.535-547, 2015.

ADIBHATLA, S.; KAUSHIK, S. C. Energy, exergy and economic (3E) analysis of integrated solar direct steam generation combined cycle power plant. *Sustainable Energy Technologies and Assessments*, v.20, p.88–97, 2017.

AGÊNCIA NACIONAL DE ENERGIA ELÉTRICA. Banco de informações de geração – Termelétricas com cogeração qualificada. [s.d.]. Disponível em: <http://www2.aneel.gov.br/aplicacoes/capacidadebrasil/CoGeracao.cfm>. Acesso em: 14 mar. 2018.

_______. Resolução normativa n.482, de 17 de abril de 2012. Estabelece as condições gerais para o acesso de microgeração e minigeração distribuída aos sistemas de distribuição de energia elétrica, o sistema de compensação de energia elétrica, e dá outras providências. *Diário Oficial da União*, 2012a. Disponível em: <http://www2.aneel.gov.br/cedoc/ren2012482.pdf%0Ahttp://ebooks.cambridge.org/ref/id/CBO9781107415324A009>

_______. Resolução normativa n.517, de 11 de dezembro de 2012. Altera a Resolução Normativa n.482, de 17 de abril de 2012, e o Módulo 3 dos Procedimentos de Distribuição – PRODIST. *Diário Oficial da União*, 2012b. Disponível em: <http://www2.aneel.gov.br/cedoc/ren2012517.pdf>.

_______. Resolução normativa n.673, de 4 de agosto de 2015. Estabelece os requisitos e procedimentos para a obtenção de outorga de autorização para exploração de aproveitamento do potencial hidráulico com características de Pequena Central Hidrelétrica – PCH. Brazil, 2015.

_______. Banco de Informações de Geração. Disponível em: <http://www2.aneel.gov.br/aplicacoes/capacidadebrasil/capacidadebrasil.cfm>. Acesso em: 11 jan. 2017.

AHMAD, S.; TAHAR, R. M. Selection of renewable energy sources for sustainable development of electricity generation system using analytic hierarchy process: A case of Malaysia. *Renewable Energy*, v.63, p.458-466, mar. 2014.

ANDRADE, A. D. L.; SANTOS, M. A. dos. Hydroelectric plants environmental viability: Strategic environmental assessment application in Brazil. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, v.52, p.1413-1423, dez. 2015.

ARYANPUR, V.; SHAFIEI, E. Optimal deployment of renewable electricity technologies in Iran and implications for emissions reductions. *Energy*, v.91, p.882-893, nov. 2015.

BALCAZAR, J. G. C.; DIAS, R. A.; BALESTIERI, J. A. P. Analysis of hybrid waste-to-energy for medium-sized cities. *Energy*, v.55, p.728-741, jun. 2013.

BAZMI, A. A.; ZAHEDI, G. Sustainable energy systems: Role of optimization modeling techniques in power generation and supply – A review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, v.15, n.8, p.3480-3500, 2011.

BIERER, A. et al. Integrating life cycle costing and life cycle assessment using extended material flow cost accounting. *Journal of Cleaner Production*, v.108, p.1289-1301, 2015.

BRIDGE, G. et al. Geographies of energy transition: Space, place and the low--carbon economy. *Energy Policy*, v.53, p.331-340, 2013.

CHICCO, G.; MANCARELLA, P. Distributed multi-generation: A comprehensive view. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, v.13, n.3, p.535-551, 2009.

CORRÊA NETO, V.; RAMON, D. Análise de opções tecnológicas para projetos de cogeração no setor sucroalcooleiro. SETAP – Sustainable Energy Technology Assistance Program, Brasília, 2002. Disponível em: <http://www.nuca.ie.ufrj.br/infosucro/biblioteca/bim_CorreaNeto_OpcoesCogeracao.pdf>. Acesso em: 31 jul. 2017.

DANTAS, G. A.; LEGEY, L. F. L.; MAZZONE, A. Energy from sugarcane bagasse in Brazil: An assessment of the productivity and cost of different technological routes. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, v.21, p.356-364, 2013.

DIESEL & GAS TURBINE PUBLICATIONS. Diesel & Gas Turbine Sourcing Guide. 2017. Disponível em: <https://dieselpub.com/diesel-gas-turbine-sourcing-guide/>.

DONG, L.; LIU, H.; RIFFAT, S. Development of small-scale and micro-scale biomass-fueled CHP systems – A literature review. *Applied Thermal Engineering*, v.29, n.11-12, p.2119-2126, ago. 2009.

EMPRESA DE PESQUISA ENERGÉTICA. *Balanço energético nacional 2016*: Ano base 2015. Rio de Janeiro: EPE, 2016.

FERREIRA, E. T. de F.; BALESTIERI, J. A. P. Black liquor gasification combined cycle with CO_2 capture – Technical and economic analysis. *Applied Thermal Engineering*, v.75, p.371-383, 2015.

FONSECA FILHO, V. F. da; MATELLI, J. A.; PERRELLA BALESTIERI, J. A. Carbon exergy tax applied to biomass integrated gasification combined cycle in sugarcane industry. *Energy*, v.103, p.715-724, 2016.

GHAFFARIANHOSEINI, A. et al. Sustainable energy performances of green buildings: A review of current theories, implementations and challenges. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, v.25, p.1-17, set. 2013.

GUPTA, R.; SHANKAR, H. *Global Energy Observatory*. [s.d.] Disponível em: <http://globalenergyobservatory.org/>.

HALL, L. M. H.; BUCKLEY, A. R. A review of energy systems models in the UK: Prevalent usage and categorization. *Applied Energy*, v.169, p.607-628, 2016.

JRADI, M.; RIFFAT, S. Tri-generation systems: Energy policies, prime movers, cooling technologies, configurations and operation strategies. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, v.32, p.396-415, abr. 2014.

KADDAH, S. S. et al. Probabilistic power quality indices for electric grids with increased penetration level of wind power generation. *International Journal of Electrical Power and Energy Systems*, v.77, p.50-58, 2016.

KALDELLIS, J. K.; APOSTOLOU, D. Life cycle energy and carbon footprint of offshore wind energy. Comparison with onshore counterpart. *Renewable Energy*, v.108, p.72-84, 2017.

KOUGIAS, I.; SZABÓ, S. Pumped hydroelectric storage utilization assessment: Forerunner of renewable energy integration or Trojan horse? *Energy*, v.140, p.318-329, 2017.

MASON, J. E.; ARCHER, C. L. Baseload electricity from wind via compressed air energy storage (CAES). Renewable and Sustainable Energy *Reviews*, v.16, n.2, p.1099-1109, 2012.

MINISTÉRIO DE MINAS E ENERGIA; EMPRESA DE PESQUISA ENERGÉTICA. Matriz Energética Nacional 2030. Ministério de Minas e Energia. Brasília: [s.n.], 2007. Disponível em: <http://medcontent.metapress.com/index/A65RM03P4874243N.pdf>.

MONTEJO, C. et al. Analysis and comparison of municipal solid waste and reject fraction as fuels for incineration plants. *Applied Thermal Engineering*, v.31, n.13, p.2135-2140, set. 2011.

NAKATA, T.; SILVA, D.; RODIONOV, M. Application of energy system models for designing a low-carbon society. *Progress in Energy and Combustion Science*, v.37, n.4, p.462-502, ago. 2011.

PRASAD, R. D.; BANSAL, R. C.; RATURI, A. Multi-faceted energy planning: A review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, v.38, p.686-699, 2014.

PREMALATHA, M. et al. A critical view on the eco-friendliness of small hydroelectric installations. *Science of the Total Environment*, v.481, n.1, p.638-643, 2014.

PUIG-ARNAVAT, M.; BRUNO, J. C.; CORONAS, A. Modeling of trigeneration configurations based on biomass gasification and comparison of performance. *Applied Energy*, v.114, p.845-856, fev. 2014.

ROBERTS, J. J. et al. Assessment of dry residual biomass potential for use as alternative energy source in the party of General Pueyrredón, Argentina. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, v.41, p.568-583, 2015.

SÃO PAULO. *Balanço energético do Estado de São Paulo* – 2015 (Ano base 2014). 270: [s.n.]. Disponível em: <http://ci.nii.ac.jp/naid/40020358184/>.

SCHILLING, M. A.; ESMUNDO, M. Technology S-curves in renewable energy alternatives: Analysis and implications for industry and government. *Energy Policy*, v.37, n.5, p.1767-1781, May 2009.

SHELDON, S.; HADIAN, S.; ZIK, O. Beyond carbon: Quantifying environmental externalities as energy for hydroelectric and nuclear power. *Energy*, v.84, p.36-44, 2015.

SIVA REDDY, V. et al. State-of-the-art of solar thermal power plants – A review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, v.27, p.258-273, 2013.

TAN, R. B. H.; KHOO, H. H. An LCA study of a primary aluminum supply chain. *Journal of Cleaner Production*, v.13, n.6, p.607-618, 2005.

TANG, X. et al. Clean coal use in China: Challenges and policy implications. *Energy Policy*, v.87, p.517-523, 2015.

THE UNITED NATIONS. *Our Common Future*. Oslo: [s.n.], 1987.

USEIA – U. S. ENERGY INFORMATION ADMINISTRATION. *Capital cost estimates for utility scale electricity generating plants*. Washington: [s.n.], 2016. Disponível em: <http://www.eia.gov/forecasts/capitalcost/pdf/updated_capcost.pdf>.

WANG, Y. et al. Characteristics and trends of research on waste-to-energy incineration: A bibliometric analysis, 1999-2015. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, v.66, p.95-104, 2016.

WILLIAMS, E. et al. Wind power costs expected to decrease due to technological progress. *Energy Policy*, v.106, n. September 2015, p.427-435, 2017.

WSP ENVIRONMENTAL. An investigation into the performance (environmental and health) of waste to energy technologies internationally. Perth: [s.n.], 2013. Disponível em: <www.wspgroup.co.uk>.

ZHU, Y. et al. Annual performance of solar tower aided coal-fired power generation system. *Energy*, v.119, p.662-674, 2017.

2
A importância dos estudos ecotoxicológicos no contexto da Engenharia Ambiental

Suzelei Rodgher
Evaldo Luis Gaeta Espíndola

Introdução

A Engenharia Ambiental é uma ciência baseada em princípios e práticas de engenharia voltadas para a solução de problemas ambientais, especialmente nas questões referentes ao gerenciamento de resíduos, à garantia de abastecimento de recursos hídricos seguros e adequados ao consumidor e ao controle da poluição (Asce, 1977). O curso de graduação em Engenharia Ambiental propicia uma formação com conceituação, além de física, matemática e química, em biologia, ecologia e gestão ambiental. Essa qualificação leva a uma aplicação diferenciada das disciplinas que fazem a ponte entre as ciências básicas e a aplicação tecnológica, o que resulta em uma visão particular na caracterização ambiental e no uso de tecnologias para a prevenção, a mitigação ou o controle da contaminação ambiental (Calijuri; Cunha, 2013).

O aumento da poluição da atmosfera, hidrosfera e litosfera constitui uma grande ameaça para a saúde ambiental, tanto nos países em desenvolvimento quanto nos países industrializados. De acordo com Drew et al. (2000), o termo saúde ambiental envolve todos os aspectos da saúde humana e engloba áreas como a segurança alimentar, o uso da terra e a poluição ambiental. A maioria dos contaminantes

que afetam os solos e as águas são metais e compostos orgânicos. Existe também um espectro dos chamados contaminantes emergentes, ou seja, substâncias presentes no ambiente cuja presença e os efeitos negativos apenas recentemente foram reconhecidos (Petrie et al., 2014; Dvorák et al., 2017).

De acordo com Oga et al. (2008), contaminantes emergentes abrangem uma variedade de poluentes, que incluem compostos inorgânicos, orgânicos, nanopartículas e contaminantes microbianos (por exemplo, adenovírus). Esses compostos fazem parte de uma longa lista de substâncias que inclui produtos farmacêuticos, plastificantes, praguicidas, surfactantes, drogas ilícitas e produtos de desinfecção de água. O impacto desses compostos emergentes na saúde humana e no meio ambiente ainda é desconhecido, sendo necessárias pesquisas para a sua determinação. Com base em sua formação multidisciplinar, o papel do Engenheiro Ambiental merece destaque também no estudo das consequências da geração e descarte desses poluentes (Calijuri; Cunha, 2013).

A comunidade científica tem procurado expandir os limites da ciência, buscando maior conhecimento sobre os sistemas naturais, seus padrões e mecanismos de funcionamento, e sobre suas respostas aos diversos impactos ambientais. Assim, novas ciências surgiram, como é o caso da *ecotoxicologia* (Espíndola et al., 2002). Nesse sentido, a ecotoxicologia estabelece-se nas ciências ambientais como produtora de conhecimento básico e essencial, que auxiliará na elaboração de normas e programas para lidar com questões de risco ecotoxicológico, ocasionadas pela liberação de agentes químicos nos compartimentos ambientais (Azevedo; Chasin, 2003). Dentre as finalidades dessa ciência estão a avaliação das condições ambientais, a predição dos efeitos ambientais resultantes de ações antrópicas, o estabelecimento de limites máximos permissíveis de agentes químicos, a definição de áreas críticas e a análise dos riscos ecológicos (Zagatto; Bertoletti, 2008).

Novos avanços tecnológicos auxiliarão a ecotoxicologia a alcançar respostas mais reais sobre os efeitos dos tóxicos. A Engenheira Ambiental, por ser um campo com aspectos multidisciplinares,

capacita o especialista da área a lidar com os aspectos físicos, químicos e biológicos do meio ambiente, tornando-se uma área integradora entre academia, empresa e governo. É nesse sentido que reside a importância da ecotoxicologia na formação do Engenheiro Ambiental. Por se tratar de uma ciência multidisciplinar, que investiga os toxicantes sob vários aspectos, a ecotoxicologia contribui para que o profissional tenha uma percepção geral do ambiente e seja capaz de identificar, monitorar, propor ações de prevenção e mitigação de impactos causados pelas diversas categorias de poluentes.

O objetivo deste capítulo é apresentar, além de uma visão geral dos princípios da ecotoxicologia, as tendências atuais dessa ciência e destacar a interface dos estudos ecotoxicológicos com a área de atuação dos Engenheiros Ambientais.

Princípios da ecotoxicologia

O risco de intoxicação de organismos por agentes físicos e químicos se amplia na medida direta ao desenvolvimento da ciência e tecnologia, que disponibiliza um número maior de produtos para a população, grande parte dos quais inevitavelmente acabará nos compartimentos ambientais. Em muitos casos, os poluentes potencialmente tóxicos presentes em uma amostra ambiental não podem ser facilmente identificados por meio das análises químicas tradicionais (Zagatto; Bertoletti, 2008).

Toda substância, segundo os princípios da toxicologia, pode ser considerada um agente tóxico, dependendo das condições de exposição, da dose administrada, do tempo de frequência de exposição e da via de administração. Desse modo, faz-se necessário conhecer as condições de uso seguro de substâncias químicas para a saúde humana e a ambiental (Oga et al., 2008). O uso de testes de toxicidade integra os conceitos de *ecologia*, no que diz respeito à diversidade e representatividade dos organismos e seu significado ecológico nos ecossistemas, e da *toxicologia*, em relação aos efeitos adversos dos poluentes sobre as comunidades biológicas. A ecologia é a disciplina

que se ocupa das relações entre os seres vivos e o ambiente. Por outro lado, a toxicologia estuda os efeitos adversos de determinada substância em um dado organismo e procura elucidar os mecanismos de ação tóxica no mesmo. Embora sejam duas ciências com estruturas e direcionamentos distintos, ambas estão ligadas aos problemas de poluição ambiental (Oga et al., 2008).

A toxicologia, oriunda do contexto farmacológico, investiga os efeitos dos químicos sobre o homem. Apesar de haver algumas divergências de conceituação entre diferentes autores, os toxicologistas subdividem a toxicologia em diferentes áreas, como toxicologia forense, de fármacos, de drogas, ambiental, ocupacional, comportamental, dentre outras. Isso também acontece na ecologia, como nas especialidades de ecologia aquática, terrestre, de populações, de comunidades e humana (Oga et al., 2008).

Como na maioria das outras ciências, a ecotoxicologia comporta aspectos fundamentais de outras disciplinas, além da toxicologia e ecologia, e também um vasto campo de aplicação. Assim, a ecotoxicologia permite avaliar os danos ocorridos em ecossistemas após a contaminação e prever seus impactos futuros, quando da comercialização de produtos químicos e/ou lançamento de despejos num determinado ambiente. Para tanto, essa ciência exige uma boa compreensão das noções fundamentais de outras ciências, como química, bioquímica, fisiologia, estatística, limnologia, dentre outras. Análises estatísticas e modelagem matemática têm sido utilizadas como ferramentas importantes para quantificar e predizer os efeitos biológicos dos agentes tóxicos e determinar sua probabilidade de ocorrência sob diferentes condições ambientais (Azevedo; Chasin, 2003), conforme demonstram os trabalhos de Andersen et al. (2009), Wang e Riffel (2011), Neta et al. (2014) e Beasley et al. (2015).

O organismo a ser utilizado nos testes de toxicidade deve ser: (1) ecologicamente representativo do ambiente em questão; (2) sensível a uma variedade de agentes químicos; (3) de fácil manutenção em laboratório; (4) com ciclo de vida relativamente curto; e (5) com conhecimentos prévios de sua biologia bem definidos. Em relação aos testes de toxicidade, o ensaio deve ser o mais realístico possível,

de fácil realização e de baixo custo, ao mesmo tempo em que os dados gerados sejam úteis para a avaliação de risco e possam predizer, com maior exatidão possível, os efeitos ambientais de determinado poluente (Rand, 1995; Hoffman et al., 2003). Os testes de toxicidade aguda são realizados para quantificar o efeito de agentes tóxicos na imobilidade/sobrevivência dos organismos durante uma pequena parcela de seu ciclo de vida (de 24 a 48 horas). Nos ensaios de toxicidade crônica, os critérios de avaliação mais frequentemente observados são a sobrevivência e a reprodução, abrangendo, em geral, as fases de vida mais sensíveis dos organismos. Os efeitos crônicos (subletais) dos agentes químicos são mais insidiosos que os efeitos agudos (rápidos e severos), e o agente causador geralmente não aparente é mais difícil de detectar (Hoffman et al., 2003; Klaassen; Watkins, 2003).

Mais recentemente, tem-se ampliado os estudos experimentais *in situ* (denominados *modelos ecossistêmicos*), nos quais se procura reconhecer os efeitos diretos e indiretos em populações e comunidades. A abordagem possibilita uma avaliação aproximada dos efeitos reais dos contaminantes sobre os sistemas impactados, uma vez que se consegue determinar as alterações na estrutura e funcionamento dos ecossistemas. Com o desenvolvimento dos estudos experimentais e de campo, avanços vêm sendo obtidos não apenas no reconhecimento da toxicidade, mas também na caracterização do risco, na avaliação da perda dos serviços ecossistêmicos, dentre outros atributos importantes derivados da junção desses estudos.

Os estudos em campo utilizam várias espécies e são mais realísticos do que aqueles que utilizam uma única espécie, pois avaliam também as interações entre os organismos da população em estudo. Cabe destacar que os testes que utilizam várias espécies podem ser conduzidos em laboratório, como através dos *microcosmos* em laboratórios, que são constituídos de recipientes de vidro ou plásticos contendo amostras de um ecossistema natural (água, sedimento, planta, invertebrados, peixes) em pequena escala. Porém, a maioria dos testes conduzidos em laboratório utiliza uma única espécie de organismo-teste.

Os testes em campo podem ser naturais ou simulados. Os naturais utilizam o ambiente como um todo (ambientes lênticos e lóticos e sistemas terrestres), enquanto nos simulados são utilizadas subseções do ambiente natural, como em modelos físicos construídos pelo homem. Tanques de grandes dimensões (com volumes geralmente entre 2.000 litros e 15.000 litros), denominados *microcosmos*, ou lagoas artificialmente construídas (com volumes variando de 100.000 litros a 1.000.000 litros), denominadas *mesocosmos*, são alguns exemplos de testes em campo simulados. No entanto, conforme mencionado anteriormente, microcosmos, com capacidade de 100 litros ou mais, são utilizados também em laboratórios para avaliar os efeitos de determinadas substâncias em populações mantidas nesse tipo de sistema (Zagatto; Bertoletti, 2008).

A principal razão para conduzir estudos em campo é conhecer o efeito real de um novo produto no ambiente natural, em especial, quando se deseja avaliar os efeitos de novos produtos químicos utilizados na agricultura, principalmente agrotóxicos. Geralmente, os testes em campo são realizados para novas formulações, sobretudo, quando os estudos de avaliações de risco, com os dados dos ensaios em laboratório, mostram que há possibilidade de o produto causar impacto no ambiente.

Temas de interesse atuais na área de ecotoxicologia

A ciência ecotoxicologia está se tornando cada vez mais complexa, em termos de ciência básica e requisitos legais. Em relação à investigação e previsão dos efeitos tóxicos de alguns tipos de elementos e compostos químicos, tais como os chamados poluentes emergentes, mais pesquisas são necessárias para alcançarmos a proteção ambiental e o estabelecimento de uma legislação ambiental efetiva e abrangente. De acordo com Calijuri e Cunha (2013), as ações do engenheiro ambiental devem estar pautadas pela Constituição Federal e por leis (municipais, estaduais e federais) que norteiem as questões

relativas ao meio ambiente. Nesse sentido, a relação do engenheiro, principalmente do engenheiro ambiental, com o meio ambiente, presume conhecimento sobre o arcabouço institucional e legal que rege as políticas nacionais do meio ambiente.

Dentre os elementos tóxicos lançados nos ecossistemas, cujos efeitos despertam preocupação do ponto de vista de poluição ambiental, estão os agrotóxicos e os metais. No que se refere aos agrotóxicos, sua utilização faz parte de um conjunto de tecnologias associadas ao processo de expansão da agricultura ocorrido a partir dos anos de 1960. No Brasil, essa política de modernização levou o país a figurar entre os grandes consumidores mundiais de agrotóxicos. A interação dos agrotóxicos com as águas superficiais, subterrâneas e os solos é regida por processos físicos, químicos e biológicos, tais como escoamento superficial, volatilização e biotransformação (Gavrilescu, 2005). O emprego de agrotóxicos na agricultura ocasiona o contato direto ou indireto do homem com esses materiais, diretamente em razão do contato com essas substâncias e/ou produtos em ambientes por esses químicos. Indiretamente, por meio da contaminação da biota de áreas próximas às culturas agrícolas, que acaba por desequilibrar os ecossistemas locais, trazendo uma série de injúrias aos habitantes desses locais (Siqueira; Kruse, 2008).

Pesquisas enfocando a toxicidade de agrotóxicos para organismos aquáticos têm demonstrado que a abamectina, de nome comercial Vertimec 18EC e muito utilizada no Brasil (Nunes; Espíndola, 2012), foi altamente tóxica a organismos aquáticos de diferentes níveis tróficos (zooplâncton, larvas de insetos e peixes), em estudos realizados em laboratório (Novelli et al., 2012a) e em campo (Novelli et al., 2012b). Similarmente, Nunes et al. (2016) e Nunes (2010) observaram efeitos tóxicos agudos e crônicos em anelídeos, e a redução da diversidade da fauna edáfica ocasionados pela exposição à abamectina.

Em estudo com o fungicida pirimetanil, Araújo et al. (2014) alertaram quanto ao efeito da substância sobre a distribuição de populações de anfíbios que passaram a evitar os ambientes contaminados pelo produto. Essas pesquisas ressaltam a necessidade de

conduzir estudos com cenários mais realísticos para auxiliar os gestores ambientais nas avaliações de riscos ecológicos dos agrotóxicos, principalmente nas regiões tropicais que abrigam uma grande biodiversidade (Chelinhos et al., 2012; Niemeyer et al., 2017).

Muitos dos metais introduzidos por atividades humanas no ambiente são nutrientes; no entanto, quando presentes em concentrações mais elevadas do que as naturalmente encontradas, possuem potencial tóxico tanto em organismos autotróficos quanto em heterotróficos (Eisler, 1982; Gadd, 2010). Embora normalmente os metais sejam considerados como poluentes da água, eles são, na maioria das vezes, transportados de um lugar para outro via atmosfera, na forma de gases ou como espécies adsorvidas ou absorvidas sobre material particulado em suspensão (Baird; Cann, 2011).

Os primeiros estudos sobre a toxicidade de metais para organismos foram realizados com base nas concentrações de metais dissolvidos e biodisponíveis, com o pressuposto de que a toxicidade era causada apenas pela exposição ao meio aquoso ou terrestre contaminado com metal. Entretanto, há evidências de que a dieta alimentar pode ser importante rota de toxicidade para os organismos consumidores presentes nos ecossistemas. Recentemente, houve um aumento da preocupação em relação à exposição de metais via dieta alimentar para bivalves (Brix et al., 2012), larvas de insetos (Gallego-Gallegos et al., 2013), cladóceros (Rocha et al., 2016), minhocas (Méndez-Fernández et al., 2014) e peixes (Guo et al., 2016), a relação das pesquisas desenvolvidas nessa área pode ser verificada na Tabela 1.

A abordagem da intoxicação por metais via dieta alimentar tem importantes implicações para os níveis tróficos superiores, uma vez que a acumulação e a transferência trófica desses elementos nos ambientes têm demonstrado efeitos negativos à organismos pertencentes a diferentes elos da cadeia alimentar. Em vários países, incluindo o Brasil, os padrões de qualidade de água são baseados na concentração do metal na água, e não incluem a exposição alimentar como um critério para determinar padrões de qualidade dos recursos hídricos para metais (Rodgher; Espíndola, 2008). A ausência de dados sobre exposições simultâneas de água e alimento contaminados

Tabela 1 – Estudos sobre os efeitos da contaminação com metais via dieta alimentar realizados nos últimos anos

Exposição – dieta alimentar	**Espécie-teste**	**Efeito observado na espécie**	**Autores e ano de publicação**
alga *Pseudokirchneriella subcapitata* intoxicada com cádmio	cladócero *Ceriodaphnia dubia*	diminuição na sobrevivência e na reprodução	(Rodgher; Espíndola, 2008)
alga *Pseudokirchneriella subcapitata* intoxicada com cobre	cladócero *Ceriodaphnia cornuta*	diminuição no crescimento e na reprodução	(Gusso-Choueri et al., 2012)
alga *Raphidocelis subcapitata* intoxicada com cobre	cladócero *Daphnia laevis*	diminuição na sobrevivência e na reprodução	(Rocha et al., 2016)
alga *Scenedesmus quadricauda* contaminada com cádmio	cladócero *Simocephalus serrulatus*	redução da reprodução e tamanho corporal	(Souza et al., 2014)
alga *Scenedesmus* sp. contaminadas com selênio	chironomideo *Chironomus dilutus*	inibição do crescimento	(Gallego-Gallegos et al., 2013)
alga *Isochrysis galbana* intoxicadas com prata	equinodermo *Lytechinus variegatus*	redução no tamanho corporal	(Brix et al., 2012)
alga *Chlorella vulgaris* contaminada com zinco	ostracoda *Heterocypris incongruens*	inibição da divisão celular	(Sevilla et al., 2014)
alimento comercial contaminado com cobre	peixe *Danio rerio*	estresse oxidativo	(Hassan et al., 2015)
alimento comercial exposto ao cobre	peixe *Oreochromis niloticus*	genotoxicidade	(El-Serafy et al., 2015)

com metais para organismos pode ser considerada uma falha nos padrões relativos ao controle da qualidade da água (Vieira, 2014).

De acordo com Quina (2004), a nanotecnologia estende a ciência de materiais para o domínio de partículas e interfaces com dimensões extremamente pequenas. Segundo o autor, essa área oferece

grandes avanços que permitem melhorar a qualidade de vida e ajudar a preservar o meio ambiente. Os nanomateriais são utilizados em diversas aplicações nas áreas de medicina, tecnologia e ciência. Entretanto, como qualquer área da tecnologia que faz uso intensivo de novos materiais e substâncias químicas, ela traz consigo alguns riscos ao meio ambiente e à saúde humana.

Os nanomateriais são partículas que apresentam tamanho entre 1 nm e 100 nm em pelo menos uma de suas dimensões (Ferreira; Rangel, 2009). Entretanto, o aumento da utilização desses materiais não foi precedido de legislações regulamentadoras quanto ao uso (Polonini et al., 2015; Tiede et al., 2009) e requer o estabelecimento de estratégias para identificar os riscos associados à liberação das partículas no ambiente (Schultz et al., 2014). Por ser um assunto novo e com uma grande variedade de propriedades para cada produto, surgiu uma nova área da toxicologia para estudar estes compostos, a *nanotoxicologia*.

A nanotoxicologia analisa as características físico-químicas, rotas de exposição, distribuição, toxicidade e aspectos regulatórios dos nanomateriais, incluindo a proposição de protocolos de testes para assegurar a proteção da saúde humana e ambiental (Oga et al., 2008). O entendimento da nanotoxicologia é de grande importância para o desenvolvimento da engenharia de nanoprodutos, pois as características que tornam as Nanopartículas (NP) adequadas para uso em diversas áreas podem ser aquelas responsáveis por danos aos organismos expostos a esses materiais (Quina, 2004). Nesse contexto, a nanotoxicologia tem progredido como um campo multidisciplinar e emergente de pesquisa, objetivando aprimorar o conhecimento sobre a potencial toxicidade desses materiais sobre a saúde humana e ambiental (Polonini et al., 2015).

As propriedades toxicológicas das nanopartículas estão atualmente sobre investigação devido a sua ampla aplicação na indústria (Bacchetta et al., 2017). A Tabela 2 apresenta um sumário de trabalhos recentes e relevantes abordando a ecotoxicologia de nanomateriais. Analisando as pesquisas sobre o tema nanotoxicologia, observa-se uma quantidade expressiva de trabalhos descrevendo

efeitos tóxicos decorrentes da exposição aos nanomateriais. Nessas publicações, a toxicidade de nanomateriais em indivíduos pertencentes a diferentes níveis tróficos dos ecossistemas tem sido revelada com consequências ao funcionamento dos ecossistemas.

Tabela 2 – Algumas publicações sobre a ecotoxicologia dos namomateriais nos últimos anos

Nanomaterial	Espécie-teste	Efeito observado na espécie	Autores e ano de publicação
titanato de bário	alga *Chlorella vulgaris*	inibição na densidade celular	(Polonini et al., 2015)
hidroxiapatita	alga *Pseudokirchneriella subcapitata*	redução na densidade celular e alterações na célula	(Pereira et al., 2017)
nanopartículas de prata	planta *Oryza sativa*	redução do crescimento da raiz	(Mirzajani et al., 2013)
óxido de zinco e prata	cladócero *Daphnia magna*	redução na reprodução e tamanho corporal	(Azevedo et al., 2017)
óxido de silício	nematoide *Caenorhabditis elegans*	diminuição no tamanho corporal	(Jung et al., 2015)
óxido de zinco	oligoqueta *Lumbriculus variegatus*	inibição dos movimentos corporais	(O´Rourke et al., 2015)
óxido de ferro	peixe *Danio rerio*	genotoxicidade	(Villacis et al., 2017)
nanopartículas de prata	ratos Winstar	lesões em tecidos	(Sulaiman et al., 2015)
óxido de zinco	ratos Swiss	efeito ansiogênico	(Souza et al., 2017)

Considerações finais

Os problemas ambientais têm surgido em escala local e global, levando a um estresse da natureza, repercutindo em danos diretos e indiretos à saúde humana e ambiental (Arcuri; Fernicola, 2003). De

acordo com Bila et al. (2014), o desafio que se coloca na formação do Engenheiro Ambiental é agregar conhecimento que leve esse profissional a compreender que a engenharia é um importante veículo de intervenção e ferramenta de alteração do meio ambiente. O entendimento dos conceitos relacionados à ação e ao monitoramento das substâncias tóxicas é uma condição necessária para que o engenheiro ambiental exerça adequadamente atividades relacionadas à gestão de ambientes contaminados. Nesse enfoque, a ecotoxicologia tem muito a contribuir para a formação desse profissional.

Referências bibliográficas

ANDERSEN, I. S. et al. Effects of Methyl Mercury in Combination with Polychlorinated Biphenyls and Brominated Flame Retardants on the Uptake of Glutamate in Rat Brain Synaptosomes: A Mathematical Approach for the Study of Mixtures. *Toxicological Sciences*, v.112, p.175-184, jan. 2009.

ARAÚJO, C. V. M. et al. Preference and avoidance responses by tadpoles: the fungicide pyrimethanil as a habitat disturber. *Ecotoxicology*, v.23, p.851-860, 2014.

ARCURI, A. S.; FERNICOLA, N. A. G. Riscos ao meio ambiente e acidentes relatados. In: AZEVEDO, F. A. DE; CHASIN, A. A. M. (Ed.). *Metais. Gerenciamento da Toxicidade*. [s.l.] Atheneu InterTox, 2003. p.451-492.

ASCE. *Statement of Purpose*. New York: [s.n.], 1977.

AZEVEDO, F. A. de; CHASIN, A. A. da M. *As Bases toxicológicas da ecotoxicologia*. São Carlos: Rima, 2003.

AZEVEDO, S. L. et al. A mixture toxicity approach to predict the toxicity of Ag decorated ZnO nanomaterials. *Science of the Total Environment*, v.579, p.337-344, 2017.

BACCHETTA, R. et al. Chronic toxicity effects of ZnSO4 and ZnO nanoparticles in *Daphnia magna*. *Environmental Research*, v.152, n. July 2016, p.128-140, 2017.

BAIRD, C.; CANN, M. *Química ambiental*. 4.ed. Porto Alegre: Bookman, 2011.

BEASLEY, A. et al. Evaluation and comparison of the relationship between noec and EC10 and EC20 values in chronic *Daphnia* toxity testing. *Environmental Toxicology and Chemistry*, v.34, n.10, p.2378-2384, 2015.

BILA, D. et al. O ensino da disciplina de Introdução à Engenharia Ambiental nos cursos de Engenharia da UERJ. *Revista de Ensino de Engenharia*, v.33, n.2, p.3-8, 2014.

BRIX, K. V. et al. The Effects of Dietary Silver on Larval Growth in the Echinoderm *Lytechinus variegatus*. *Archives Environmental Contamination Toxicology*, v.63, p.95-100, 2012.

CALIJURI, M. DO C.; CUNHA, D. G. F. Engenharia ambiental: conceitos, tecnologia e gestão. Rio de Janeiro: Elsevier; Campus, 2013.

CHELINHOS, S. et al. Integrated ecological risk assessment of pesticides in tropical ecosystems: a case study with carbofuran in Brazil. *Environmental Toxicology and Chemistry*, v.31, n.2, p.437-445, 2012.

DREW, C. H.; DUIVENBODEN, J. VAN; BONNEFOY, X. Environmental health services in Europe 5. Guidelines for evaluation of environmental health services. *WHO regional publications*. European series, n.90, p.i, 2000.

DVORÁK, P.; NIKEL, P. I.; LORENZO, V. de. Bioremediation 3.0: Engineering pollutant-removing bacteria in the times of systemic biology. *Biotechnology Advances*, v.35, p.845-866, June 2017.

EISLER, R. *Trace metal concentrations in marine organisms* (Book Review). New York: Pergamon Press, 1982. v.13.

EL-SERAFY, S. S. et al. High dietborne Cu and Cd induced genotoxicity of Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*). *Environmental Toxicology and Pharmacology*, v.39, n.3, p.1139-1147, 2015.

ESPÍNDOLA, E. L. G. et al. A abordagem ecotoxicológica nos reservatórios do médio e baixo rio Tietê. In: *Diretrizes para o Gerenciamento de Lagos*. Gerenciamento de Substâncias Tóxicas em Lagos e Reservatórios. São Carlos: Matsui, S., 2002. p.177-193.

FERREIRA, H. S.; RANGEL, M. C. Nanotecnologia: aspectos gerais e potencial de aplicação em catálise. *Química Nova*, v.32, n.7, p.1860-1870, 2009.

GADD, G. M. Metals, minerals and microbes: geomicrobiology and bioremediation. *Microbiology*, v.156, p.609-643, 2010.

GALLEGO-GALLEGOS, M. et al. Bioavailability, toxicity and biotransformation of selenium in midge (Chironomus dilutus) larvae exposed via water or diet to elemental selenium particles, selenite, or selenized algae. *Environmental Science and Technology*, v.47, n.584-592, 2013.

GAVRILESCU, B. M. Fate of pesticides in the environment and its bioremediation. *Engineering in Life Science*, v.5, n.6, p.497-526, 2005.

GUO, Z. et al. Developmental patterns of copper bioaccumulation in a marine fish model Oryzias melastigma. *Aquatic Toxicology*, v.170, p.216-222, 2016.

GUSSO-CHOUERI, P. et al. Effects of dietary Copper on life-history traits of a Tropical Freshwater Cladoceran. *Ecotoxicology*, v.62, n.123, p.589-598, 2012.

HASSAN, W. et al. The effect of sub- lethal level of dietary copper and cadmium on the growth performance and oxidative stress in Cirrhina mrigala. *Pakistan Journal of Agricultural Sciences*, v.52, n.3, p.789-794, 2015.

HOFFMAN, D. J. et al. *Handbook of ecotoxicology*. 2.ed. Boca Raton: Lewis, 2003.

JUNG, S. et al. Multi-endpoint, high-throughput study of nanomaterial toxicity in *Caenorhabditis elegans*. *Environmental Science Technology*, v.49, p.2477-2485, 2015.

KLAASSEN, C. D.; WATKINS, J. B. *Fundamentos em toxicologia de Casarett e Doull*. 2.ed. Porto Alegre: AMGH, 2003.

MÉNDEZ-FERNÁNDEZ, L.; JONGE, M. de; BERVOETS, L. Influences of sediment geochemistry on metal accumulation rates and toxicity in the aquatic oligochaete *Tubifex tubifex*. *Aquatic Toxicology*, v.157, p.109-119, 2014.

MIRZAJANI, F. et al. Effect of silver nanoparticles on *Oryza sativa* L. and its rhizosphere bacteria. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, v.88, p.48-54, 2013.

NETA, R. N. F. C. et al. A Simple Mathematical Model Based on Biomarkers in Stress-Resistant Catfish Species, Sciades herzbergii. *Applied Biochemistry and Biotechnology*, v.174, p.2380-2391, 2014.

NIEMEYER, J. C.; CHELINHOS, S.; SOUZA, J. P. Soil ecotoxicology in Latin America: current research and perspectives. *Environmental Toxicology and Chemistry*, v.36, n.7, p.1795-1810, 2017.

NOVELLI, A. et al. Lethal effects of abamectin on the aquatic organisms *Daphnia similis*, *Chironomus xanthus* and *Danio rerio*. *Chemosphere*, v.86, p.36-40, 2012a.

NOVELLI, A. et al. Field and laboratory studies to assess the effects of Vertimec s 18EC on *Daphnia similis*. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, v.75, p.87-93, 2012b.

NUNES, M. E. T. *Avaliação dos efeitos de agrotóxicos sobre a fauna edáfica por meio de ensaios ecotoxicológicos com* Eisenia andrei *(Annelida, Oligochaeta) e com comunidade natural do solo*. São Carlos, 2010. Tese (Doutorado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.

NUNES, M. E. T.; DAAM, M. A.; ESPÍNDOLA, E. L. G. Survival, morphology and reproduction of *Eisenia andrei* (Annelida, Oligochaeta) as affected by Vertimec® 18 EC (a.i. abamectin) in tests performed under tropical conditions. *Applied Soil Ecology*, v.100, p.18-26, 2016.

NUNES, M. E. T.; ESPÍNDOLA, E. L. G. Sensitivity of *Eisenia andrei* (Annelida, Oligochaeta) to a commercial formulation of abamectin in avoidance tests with artificial substrate and natural soil under tropical conditions. *Ecotoxicology*, v.21, p.1063-1071, 2012.

O´ROURKE, S. et al. Assessing the acute hazards of zinc oxide nanomaterials to *Lumbriculus variegatus*. *Ecotoxicology*, v.24, p.1372-1384, 2015.

OGA, S.; CAMARGO, M. A. C.; BATISTUZZO, J. A. O. Fundamentos de toxicologia. São Paulo: Atheneu, 2008.

PEREIRA, F. F. et al. Investigation of nanotoxicological effects of nanostructured hydroxyapatite to microalgae *Pseudokirchneriella subcapitata*. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, v.144, p.138-147, February 2017.

PETRIE, B.; BARDEN, R.; KASPRZYK-HORDERN, B. A review on emerging contaminants in wastewaters and the environment: Current knowledge, understudied areas and recommendations for future monitoring. *Water Research*, v.72, n.0, p.3-27, 2014.

POLONINI, H. C. et al. Size-dependent ecotoxicity of barium titanate particles: the case of *Chlorella vulgaris* green algae. *Ecotoxicology*, v.24, p.938-948, 2015.

QUINA, F. H. Nanotecnologia e o meio ambiente: perspectivas e riscos. *Química Nova*, v.27, n.6, p.1028-1029, 2004.

RAND, G. M. Fundamentals of aquatic toxicology: effects, environmental fate, and risk assessment. 2.ed. Washington, D.C.: Taylor & Francis, 1995.

ROCHA, G. S. et al. Effect of copper contaminated food on the life cycle and secondary production of *Daphnia laevis*. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, v.133, p.235-242, 2016.

RODGHER, S.; ESPÍNDOLA, E. L. Effects of interactions between algal densities and cadmium concentrations on *Ceriodaphnia dubia* fecundity and survival. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, v.71, p.765-773, 2008.

SCHULTZ, A. G. et al. Aquatic toxicity of manufactured nanomaterials: challenges and recommendations for future toxicity testing. *Environmental Chemistry*, v.11, p.207-226, 2014.

SEVILLA, J. B.; NAKAJIMA, F.; KASUGA, I. Comparison of aquatic and dietary exposure of heavy metals Cd, Cu, and Zn to benthic ostracod *Heterocypris incongruens*. *Ecotoxicology*, v.33, n.7, p.1624-1630, 2014.

SIQUEIRA, S. L. de; KRUSE, M. H. Agrochemicals and human health: contributions of healthcare professionals. *Rev Esc Enferm USP*, v.42, n.3, p.573-579, 2008.

SOUZA, D. et al. Genotoxicity evaluation of two metallic-insecticides using *Allium cepa* and *Tradescantia pallida*: A new alternative against leaf-cutting ants. *Chemosphere*, v.168, p.1093-1099, 2017.

SOUZA, J. P. et al. Effects of dietborne cadmium on life history and secondary production of a tropical freshwater cladoceran. *Ecotoxicology*, v.23, p.1764-1773, 2014.

SULAIMAN, F. A. et al. Biochemical and morphological alterations caused by silver nanoparticles in Wistar rats. *Journal of Acute Medicine*, v.5, p.96-102, 2015.

TIEDE, K. et al. Considerations for environmental fate and ecotoxicity testing to support environmental risk assessments for engineered nanoparticles. *Journal of Chromatography A*, v.1216, p.503-509, 2009.

VIEIRA, B. H. *Análise do potencial de toxicidade do cromo em populações fito e zooplanctônicas e em suas interações tróficas: aspectos estruturais e fisiológicos*. São Carlos, 2014. Tese (Doutorado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.

VILLACIS, R. A. R. et al. Integrated assessment of toxic effects of maghemite (γ -Fe_2O_3) nanoparticles in zebra fi sh. *Aquatic Toxicology*, v.191, n. December 2016, p.219-225, 2017.

WANG, M.; RIFFEL, M. Ecotoxicology and Environmental Safety Making the right conclusions based on wrong results and small sample sizes: Interpretation of statistical tests in ecotoxicology. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, v.74, n.4, p.684-692, 2011.

ZAGATTO, P. A.; BERTOLETTI, E. *Ecotoxicologia aquática*: princípios e aplicações. 2.ed. São Carlos: RiMa, 2008.

3
Articulação estratégica na construção de programas de Pagamento por Serviços Ambientais (PSA): a experiência de Guaratinguetá (SP), Vale do Paraíba Paulista

Marcos Martinelli
Paulo Valladares Soares
Mateus Ricardo Nogueira Vilanova

Introdução

O quadro socioambiental contemporâneo caracteriza-se por profundas e significativas alterações ambientais, acelerado processo de urbanização, avanço da desigualdade e da pobreza. Os sistemas socioambientais estão alicerçados em relações quanti-qualitativas complexas. As representações desses sistemas podem ser através de nações, aglomerados urbanos, ecossistemas, bacias hidrográficas, cadeias produtivas, que por não serem sistemas fechados apresentam dinâmicas de intensificação de suas interações temporais e espaciais. Assim, níveis crescentes de interdependência potencializam as fragilidades dos sistemas de suporte à vida, constituindo-se em ameaças crescentes diante dos contextos de vulnerabilidade e degradação ambiental. A perspectiva de restrições de uso e de gestão com foco em produção de alimentos, consumo exacerbado, disponibilidade, uso e conservação de recursos hídricos e produção e uso de energia implica nexos de compensações e desequilíbrios,

que colocam os campos de intervenção e gestão como elementos indissociáveis na busca pela sustentabilidade. Nunca foi tão evidente o grau em que os distintos tipos de escassez se colocam em condição definitivamente intrínseca.

Quando se refere ao campo da sustentabilidade, a abordagem diferenciada para a interdependência e limitações de uso traz, necessariamente em seu bojo, o nexo produção-conservação, fazendo que a perspectiva do manejo integrado e governança perpassem setores e escalas territoriais de abordagem, com foco no desenvolvimento sustentável.

A importância da Bacia Hidrográfica do Rio Paraíba do Sul (BHRPS) para o Brasil é evidenciada em pelo menos duas esferas: (1) na esfera econômica, é considerada uma das mais importantes bacias do Brasil, pois expressiva parcela do PIB nacional circula e é gerado no eixo entre São Paulo e Rio de Janeiro, ao longo do Vale do Rio Paraíba do Sul; e (2) em termos de gerenciamento de recursos hídricos, uma vez que suas águas suportam toda atividade urbana, industrial e agrícola da Bacia nos Estados de São Paulo, Rio de Janeiro e Minas Gerais, além de fornecer água, mediante transposições, para o Sistema Guandu (responsável por abastecer aproximadamente 12 milhões de habitantes na Região Metropolitana do Rio de Janeiro) e, num futuro próximo, para a Região Metropolitana do São Paulo.

O objetivo principal deste capítulo é apresentar ao leitor alguns aspectos da implantação de projetos de PSA que vão além das questões puramente técnicas, gerenciais e operacionais. Esses aspectos referem-se à articulação entre os diversos atores envolvidos, e ao suporte acadêmico necessário para a o sucesso de um projeto, que devem considerar as características físicas e socioeconômicas locais.

Serviços ecossistêmicos e pagamento por serviços ambientais

Serviços Ecossistêmicos (SE) são os "benefícios da natureza para famílias, comunidades e economias" (Boyd; Banzhaf, 2007, p.616), ou

ainda, os aspectos dos ecossistemas utilizados ativa ou passivamente para promover o bem-estar humano (Fisher et al., 2009). Segundo Constanza et al. (1997), os SE consistem nos "fluxos de materiais, energia e informações provenientes dos estoques de capital natural,[1] que são combinados aos serviços dos capitais manufaturados e humanos para produzir o bem-estar". O "Guia para a formulação de políticas públicas estaduais e municipais de pagamento por serviços ambientais" define serviços ambientais como "[...] as atividades humanas individuais ou coletivas que favorecem direta ou indiretamente a preservação, a proteção, a conservação, a manutenção, a recuperação e/ou melhoria dos serviços ecossistêmicos" (Fundação Grupo Boticário de Proteção à Natureza et al., 2017).

De acordo com o Millennium Ecosystem Assessment (2003), os SE se enquadram nas categorias de provisão, regulação, suporte e culturais, descritas na Tabela 1.

Tabela 1 – Principais categorias de serviços ecossistêmicos

Categoria	Descrição
Provisão	Referem-se aos produtos e recursos que as pessoas obtêm dos ecossistemas, tais como alimentos e, no contexto do presente capítulo, a água.
Regulação	Consistem nos processos de regulação realizados pelos ecossistemas, tais como a manutenção da qualidade do ar, regulação climática e controle da erosão.
Suporte	São os serviços fundamentais, necessários à produção de todos os outros serviços ecossistêmicos, tais como a produção de oxigênio, a produção primária e a formação do solo.
Culturais	Correspondem aos benefícios imateriais obtidos a partir dos ecossistemas, como o enriquecimento espiritual, recreação, experiências estéticas, dentre outras.

Fonte: Elaborada com base em (Millenium Ecosystem Assessment, 2003)

1 O capital natural é definido pela OECD como "o patrimônio natural em seu papel de fornecer insumos de recursos naturais e serviços ambientais para a produção econômica [...]", englobando, geralmente, três categorias: estoques de recursos naturais, solo e ecossistemas (Organisation for Economic Cooperation and Development, 2007).

O Pagamento por Serviços Ambientais (PSA) está fortemente atrelado à valoração ambiental e de ecossistemas. Costanza et al. (1997) apresentaram um importante trabalho publicado na revista *Nature*, no qual estimaram o valor de 17 serviços ecossistêmicos de 16 biomas mundiais, e também apresentaram uma interessante discussão sobre a valoração de ecossistemas. O valor médio dos serviços ecossistêmicos e dos estoques de capital natural de toda a biosfera estimados por Constanza et al. (1997), foi de *US$ 33 trilhões*, enquanto o total de produtos nacionais brutos globais era de cerca de US$ 18 trilhões por ano.

Segundo Constanza et al. (1997), a controvérsia associada à valoração de ecossistemas reside tanto na subjetividade de se atribuir valores monetários a aspectos intangíveis (tais como a vida humana e a estética ambiental) quanto em argumentos morais, a partir dos quais pressupõe-se, por exemplo, que a preservação do meio ambiente é um dever moral, e não deve estar associada ou condicionada a aspectos mercantis. Por outro lado, Chee (2004), citando outros autores, afirma que os propositores da valoração de serviços ecossistêmicos apontam os seguintes benefícios deste mecanismo: (1) melhoria da compreensão de problemas e *trade-offs*; (2) suporte à tomada de decisões; (3) facilitação da alocação de custos para iniciativas de gestão; (4) estímulo à criação de mecanismos institucionais e de mercados inovadores que promovam a gestão sustentável dos ecossistemas.

Segundo Wunder (2005), o PSA é uma transação voluntária, na qual um serviço ambiental bem definido é "comprado" de um provedor por um comprador, se e somente se, o provedor assegurar a provisão do SA. O PSA é "[...] um mecanismo para traduzir valores externos e não mercantis do meio ambiente em incentivos financeiros reais para os atores locais [...]" (Engel et al., 2008, p.664), incentivando-os à fornecer esses serviços. Tendo em vista que os serviços ecossistêmicos dependem da manutenção das funções dos ecossistemas, o PSA, obrigatoriamente, demanda a preservação (ou até a recuperação) destes ecossistemas.

No contexto hídrico (no qual se enquadra o caso do município de Guaratinguetá, objeto do presente capítulo), Brauman et al. (2007) definem serviços ecossistêmicos hidrológicos (SEH) como

os benefícios às pessoas propiciados pelos efeitos dos ecossistemas sobre a água doce. Ainda segundo Brauman et al. (2007), os SEH podem ser classificados em cinco tipos: (1) melhoria do suprimento de água para extração; (2) melhoria do suprimento de água para usos nos próprios rios; (3) mitigação de danos causados pela água; (4) provisão de serviços culturais associados à água; e (5) serviços de suporte associados à água. Brauman (2015) diferencia os serviços hidrológicos dos serviços aquáticos, que seriam os benefícios propiciados, especificamente, pelos ecossistemas aquáticos. Taffarello et al. (2017) apresentaram, em seu trabalho, diversas iniciativas de PSA de natureza hidrológica, desenvolvidas na Mata Atlântica. Outro trabalho no qual podem ser verificados alguns importantes projetos de PSA (não somente em termos de serviços hidrológicos) na Mata Atlântica foi organizado por Guedes e Seehusen (2011).

Tabela 2 – Projetos de Lei Federais sobre serviços ambientais atualmente em tramitação

Número/Ano	Ementa
9136/2017	Trata da conversão das multas em serviços ambientais, por pequenos agricultores
792/2007	Dispõe sobre a definição de serviços ambientais e dá outras providências.
312/2015	Institui a Política Nacional de Pagamento por Serviços Ambientais e dá outras providências
5487/2009	Institui a Política Nacional dos Serviços Ambientais, o Programa Federal de Pagamento por Serviços Ambientais, estabelece formas de controle e financiamento desse Programa, e dá outras providências
6204/2009	Altera os arts. 3º e 5º da Lei n.7.797, de 10 de julho de 1989, que dispõe sobre o Fundo Nacional do Meio Ambiente
1190/2007	Cria o Programa Nacional de Compensação por Serviços Ambientais – Programa Bolsa Verde, destinado à transferência de renda aos agricultores familiares, com condicionalidades
276/2013	Institui a Política Nacional de Pagamento por Serviços Ambientais (PNPSA)

Fonte: Elaborada segundo pesquisa nas bases: <http://www25.senado.leg.br/web/atividade/materias> e <http://www.camara.leg.br/buscaProposicoesWeb/pesquisaSimplificada>.

Na esfera federal, o PSA foi instituído pelo Código Florestal Brasileiro (Brasil, 2012). A Tabela 2 apresenta um sumário dos principais Projetos de Lei Federais atualmente em tramitação sobre serviços ambientais.

Um texto recente (Díaz et al., 2018), publicado na prestigiosa revista *Science*, aborda um novo elemento conceitual derivado da abordagem estabelecida pelos serviços ecossistêmicos: esse elemento é a chamada Contribuição da Natureza para as Pessoas (CNP). Segundo Díaz et al. (2018), a evolução do conceito de CNP em relação ao conceito de SE reside em dois pontos fundamentais: (1) no reconhecimento do papel central e universal da cultura na definição de todas as ligações entre as pessoas e a natureza; e (2) na valorização do conhecimento nativo e local (mediante sua promoção, ênfase e operacionalização) para o entendimento das CNP.

As origens do Programa Produtor de Água de Guaratinguetá

As primeiras discussões que deram origem ao Programa Produtor de Água em Guaratinguetá coincidiram com a implantação do processo de cobrança pelo uso dos recursos hídricos no Brasil, no âmbito do Comitê para Integração da Bacia do Rio Paraíba do Sul (Ceivap). Nesse período a Agência Nacional de Águas (ANA) apresentou o conceito de *provedor-recebedor*, caracterizando os atores de uma bacia hidrográfica que promovessem o aumento da infiltração de água de chuva na bacia[2] como um contraponto justo ao princípio *usuário-pagador*, alvo da cobrança em questão. Assim, no início de 2006, a partir de esforços de um grupo de trabalho formado por representantes da ANA, da Secretaria do Meio Ambiente, da Coordenadoria de Assistência Técnica Integral (Cati), e da The Nature Conservancy (TNC) foi concebido o primeiro piloto do Programa

2 Favorecendo, consequentemente, a recarga de aquíferos e reduzindo as perdas de água e solo na bacia.

Produtor de Água (Santos, D.G. et al., 2006; Veiga Neto, 2008), que seria efetivado no município de Guaratinguetá alguns anos depois.

Por outro lado, é preciso destacar que ações e projetos locais, desenvolvidos anteriormente, sobretudo no âmbito da bacia do Ribeirão Guaratinguetá, criaram um sólido alicerce para o desenvolvimento de um programa de tal natureza. Esse alicerce teve início na década de 1990, período em que foram desenvolvidas ações de restauração florestal mediante parceria entre a Fundação Florestal do Estado de São Paulo, vinculada à Secretaria de Estado do Meio Ambiente, a Prefeitura Municipal de Guaratinguetá e a Cati, da Secretaria de Agricultura e Abastecimento do Estado de São Paulo.

Em seguida, foi implantado na bacia do Ribeirão Guaratinguetá o Programa Estadual de Microbacias Hidrográficas, realizado pela Cati, em parceria com a Prefeitura Municipal, com a introdução do modelo de Planejamento Integral da Propriedade (PIP), que incluía ações de conservação do solo, restauração florestal e fortalecimento da organização comunitária.

Paralelamente ao Programa de Microbacias, o desenvolvimento do Programa Mata Ciliar, pela Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo, aportou recursos para a restauração de nascentes e matas ciliares, possibilitando a disseminação de novas técnicas de restauração desenvolvidas pelo Laboratório de Ecologia e Restauração Florestal da Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz (Esalq), da Universidade de São Paulo (USP).

Concebendo um programa de PSA: o caso de Guaratinguetá (SP)

Em sua fase de concepção, a implantação do PSA com foco na questão hídrica em Guaratinguetá perpassou a integração de profissionais de instituições públicas e privadas (administração municipal, estadual, empresas, Organização da Sociedade Civil de Interesse Público (Oscip) e produtores rurais), e pode ser dividida em três níveis:

1. primeiro, como um exercício em que se superassem as debilidades/fragilidades próprias das áreas de conhecimento/interesse específicas, assim como se apropriassem do conhecimento e da experiência de projetos e ações locais anteriormente executados e que levassem ao terreno do nexo entre as estratégias de produção agrícolas e as ameaças ambientais decorrentes;
2. segundo, como um exercício de indagações e busca de causas, de como seria possível, de forma participativa, construir e atingir a melhor solução;
3. por último, como uma "nova" forma de educação popular, de aprendizagem social, de construção de conceitos nas interfaces das áreas de conhecimento, a partir da participação e interação de todos os grupos sociais envolvidos e interessados.

Uma das tarefas do grupo de articulação para a construção de uma proposta de PSA em Guaratinguetá foi a disseminação do conceito de serviços ecossistêmicos, suportada em três linhas metodológicas:

1. articulação/engajamento no âmbito municipal de instituições do primeiro, segundo e terceiro setor;
2. análise estratégica baseada em fatores socioinstitucionais municipais;
3. embasamento técnico-científico que respalde e otimize as ações de pagamento.

Os tomadores de decisão (prefeito, secretarias de governo e instituições públicas) e o legislativo (câmara municipal) compõem os agentes institucionais do primeiro setor. No segundo setor, é importante considerar a identificação e a agregação dos serviços ambientais à cadeia de valor da iniciativa privada. E no terceiro setor, deve-se considerar a construção e a difusão do referencial teórico aos conselhos, colegiados municipais e Organizações Não Governamentais (ONG). O desafio se configurou na construção de uma

cadeia de valor jurídico-institucional, que estruturasse e abrigasse um conjunto constituído por uma lei, decretos e um fundo municipal que respaldariam, no tempo e no espaço, o que foi construído e acordado entre os setores, tendo, no protagonismo dos indivíduos e de suas representações colegiadas, um fórum de fiscalização. A análise socioinstitucional surgiu em razão da necessidade de aprofundar o conhecimento sobre os diferentes atores sociais e suas relações, refletindo possíveis conflitos e sinergias. É dessa forma que o perfil do capital social do território municipal foi delineado, resultando em níveis de convergência (alto, médio e baixo), a partir de um levantamento/cruzamento de indicadores sociais, institucionais, econômicos e ambientais.

Outro diferencial observado na implementação do PSA de Guaratinguetá está no aproveitamento de uma base de dados espaciais e informações específicas da região de atuação do programa (fisicamente, a Bacia Hidrográfica do Ribeirão Guaratinguetá). As parcerias firmadas com instituições de pesquisa e outros colaboradores permitiram utilizar estudos acadêmicos (por exemplo, Agueda et al. (2013)) como suporte para a implementação de ações ligadas aos serviços ambientais que foram remunerados. Por exemplo, para selecionar áreas prioritárias para as ações florestais, foram utilizados estudos sobre o potencial erosivo do solo, susceptibilidade a deslizamentos e potencial de infiltração. Essa proposta metodológica fez que os parceiros envolvidos (responsáveis pelo aporte de recursos para o PSA) tivessem uma visão transparente sobre onde e por que preservar a floresta existente, desenvolver ações de conservação de solo e de restauração florestal, promovendo o uso eficiente dos recursos para o alcance dos objetivos do programa. Isso foi feito por meio de ações integradas às dinâmicas sociais, que fossem capazes de promover o desenvolvimento socioeconômico, valorizando a cultura regional e o protagonismo local.

A implantação e os objetivos do Programa Produtor de Água

Apesar dos esforços envidados por entidades com atuação nacional e estadual para a implantação do Programa Produtor de Água em Guaratinguetá, sua efetivação só foi possível a partir de um sólido arranjo local, com entidades do próprio município ou com atuação no local, aliado a um capital sociointelectual creditado, em grande parte, aos trabalhos citados anteriormente.

Assim, o Programa de Incentivo à Proteção da Qualidade e Disponibilidade da Água nas Bacias Hidrográficas do Município de Guaratinguetá – "Programa Produtor de Água" – foi criado pela Lei Municipal n.4.252 de 11 de novembro de 2010 (Guaratinguetá, 2010)[3] e regulamentado pelo Decreto n.7.484 de 11 de novembro de 2010, de forma que seu orçamento fosse assegurado por meio de verbas municipais. Além desses recursos, o Programa conta com o apoio financeiro e/ou técnico dos seguintes parceiros: Companhia de Serviço de Água, Esgoto e Resíduos de Guaratinguetá (Saeg), Basf, Cati (Escritório de Desenvolvimento Rural de Guaratinguetá), Associação Corredor Ecológico do Vale do Paraíba, ANA e Fundação Espaço Eco.

O Programa Produtor de Água foi instituído para incentivar a proteção da qualidade e disponibilidade de água nas bacias hidrográficas do município, tendo como área prioritária a bacia hidrográfica do Ribeirão Guaratinguetá, uma vez que esse constitui o manancial que abastece mais de 90% da população do município, estimada em 120.417 habitantes (IBGE, 2017). Além disso, as águas superficiais da bacia são utilizadas para irrigação de aproximadamente 200 hectares de culturas agrícolas, para dessedentação de animais e para a recreação.

A Coordenação do Programa é feita pela Secretaria Municipal de Agricultura de Guaratinguetá, que promove e incentiva, junto

3 Lei revogada pela Lei n.4.787/2017 (Guaratinguetá, 2017), que passou a instituir o Programa Produtor de Água em Guaratinguetá.

com os demais parceiros, ações de conservação do solo (aumentando a infiltração da água no solo e evitando processos erosivos), ações de reflorestamento de matas ciliares e nascentes (aumentando a cobertura vegetal através do plantio de mudas de árvores nativas da mata atlântica) e ações de proteção de florestas existentes nas propriedades (já conservadas por seus proprietários ao longo de várias gerações), favorecendo a conservação da biodiversidade local.

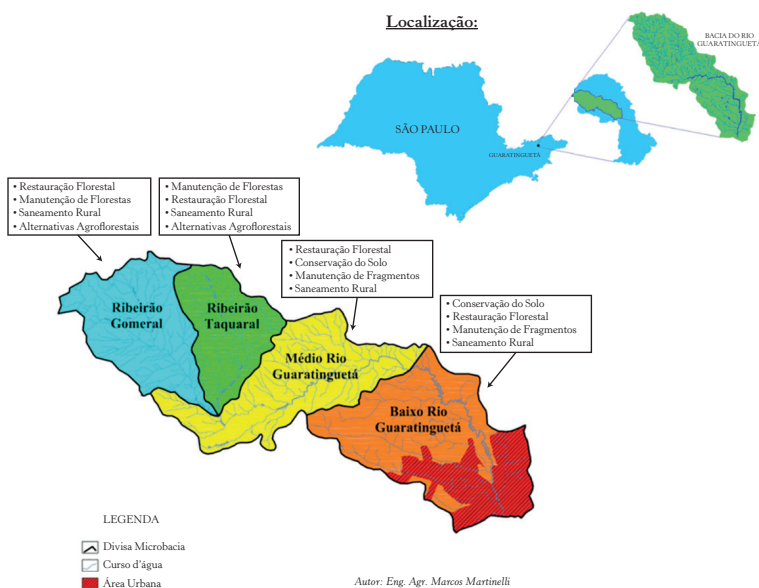
São objetivos específicos do Programa Produtor de Água:

- aumentar a disponibilidade quantitativa e qualitativa de água na bacia hidrográfica do Ribeirão Guaratinguetá, por meio da melhoria nas condições de infiltração das águas de chuva no solo da bacia;
- reduzir os níveis de poluição difusa rural na bacia hidrográfica do Ribeirão Guaratinguetá, principalmente aqueles decorrentes dos processos de erosão e eutrofização;
- difundir o conceito de manejo integrado do solo e da água em bacias hidrográficas, por meio do treinamento e do incentivo à implantação de práticas e manejos conservacionistas, comprovadamente eficazes contra a poluição difusa rural;
- garantir a sustentabilidade socioeconômica e ambiental dos manejos e práticas implantadas, por meio de incentivos financeiros;
- aumentar a participação do setor usuário agrícola na gestão participativa dos recursos hídricos.

Estratégias do Programa

Inicialmente, a proposta para o programa foi concebida visando cruzar as principais informações da paisagem e do meio físico em uma bacia hidrográfica representativa, para identificar as potencialidades/restrições dos serviços ambientais relacionados à água. Em outras palavras, buscou-se construir uma base de dados espaciais na qual a erodibilidade do solo, o potencial de infiltração

e a susceptibilidade a escorregamentos de encostas fossem identificados, e na qual a floresta é o agente mais importante para manter a qualidade a quantidade de água na bacia. Em um segundo momento, foi feita uma análise das principais atividades econômicas desenvolvidas na região de estudo, indicando as melhores opções de uso do solo para a diminuição dos impactos ambientais gerados, com base na análise anterior. Também foram apresentadas as melhores opções de intervenções conservacionistas, com intuito de otimizar o uso da verba disponível para essas ações, intervenções essas que propiciassem os melhores resultados do ponto de vista ambiental. Essa metodologia proporcionou aos parceiros financiadores, e aos produtores rurais, uma visão transparente e fundamentada, de onde e por que preservar a floresta existente, e de onde as ações de conservação de solo e de restauração florestal deveriam ser prioritariamente remuneradas para o alcance dos objetivos do programa.

Figura 1 – Compartimentação da bacia do Ribeirão Guaratinguetá e ações previstas para cada compartimento

A bacia do Ribeirão Guaratinguetá abrange uma área de 16.045 hectares, podendo ser dividida em quatro compartimentos (sub-bacias): (1) Ribeirão Gomeral; (2) Ribeirão Taquaral; (3) Médio Ribeirão Guaratinguetá; e (4) Baixo Ribeirão Guaratinguetá.

As diferenças desses compartimentos em termos pedogeomorfológicos, de uso e ocupação do solo, de nível de antropização e de fragilidade entre as microbacias, tipificam as ações a serem executadas em cada compartimento, e fundamentam a constituição de um rol complementar de oportunidades para o pagamento de serviços ambientais, além de ações que, embora não previstas no PSA original (como o saneamento rural), constituem-se em atividades e incentivos adicionais, agregando benefícios para a saúde ambiental da bacia e específicos para cada microbacia, conforme ilustrado na Figura 1.

Como é feita a governança do Programa: o Comitê Gestor

O Comitê Gestor do Programa Produtor de Água de Guaratinguetá foi constituído pelo Decreto n.7.484 de 5.5.2011, sendo um colegiado formado por representantes de cada instituição parceira do Programa. Sua finalidade é contribuir para o planejamento e acompanhar a execução do Programa, bem como, auxiliar a Secretaria nas análises de documentos referente ao mesmo (Agueda et al., 2013).

Atualmente, compõem o Comitê Gestor:

- Prefeitura Municipal da Estância Turística de Guaratinguetá, Secretaria Municipal de Agricultura (Coordenação);
- Coordenadoria de Assistência Técnica Integral, Secretaria de Agricultura do Estado de São Paulo (EDR/Guaratinguetá);
- Companhia de Serviço de Água, Esgoto e Resíduos de Guaratinguetá (Saeg);
- Basf;
- Conselho Municipal de Desenvolvimento Rural (CMDR);
- Conselho Municipal de Meio Ambiente (Comam).

A participação e a adesão de produtores rurais ao Programa

Podiam participar do Programa os produtores rurais (pessoas físicas ou jurídicas), cujas propriedades estejam inseridas na Bacia Hidrográfica do Ribeirão Guaratinguetá, de acordo com a Lei n.4.252 (Guaratinguetá, 2010) em seu artigo 1º, parágrafo 2º.

O lançamento do 1º edital do Programa ocorreu em setembro de 2011, para o cadastramento das propriedades rurais interessadas, situadas na Bacia Hidrográfica do Ribeirão Guaratinguetá. O edital foi precedido por uma série de reuniões em campo (geralmente feitas à noite, para não prejudicar as atividades realizadas nas propriedades durante o dia) com os produtores rurais em suas comunidades. Também foram realizadas palestras junto ao Sindicato Rural e à cooperativa de produtores. Na primeira edição, inscreveram-se 29 produtores, mas somente 23 foram contemplados, sendo os outros seis desabilitados por possuírem passivos ambientais, fato que restringe o acesso ao programa, dado o seu caráter voluntário.

No período de maio a julho de 2012, foi lançado o edital de chamamento 01/2012, proporcionando a adesão de novas propriedades ao Programa. Nesse edital, foram cadastrados 37 produtores, e sete produtores assinaram o termo de desistência, por estarem em desacordo com o projeto de planejamento da propriedade, resultando em trinta produtores participantes.

Em 2016, o Programa contava com cinquenta e três produtores inscritos.

Modalidades de pagamento por serviços ambientais: pelo que se paga?

O Programa Produtor de Água de Guaratinguetá, em sua versão original (Guaratinguetá, 2010), previa a remuneração por serviços ambientais prestados produtores rurais nas seguintes modalidades:

- Conservação do solo: práticas que diminuem os processos erosivos do solo;
- Recuperação das matas ciliares: restauração de Áreas de Preservação Permanente (APP) em margens de rios;
- Conservação de florestas existentes.

As alterações previstas na Lei n.4.787 (Guaratinguetá, 2017) estabeleceram como modalidades de remuneração: (1) Restauração Florestal de Área de Preservação Permanente; (2) Práticas de Conservação do Solo; e (3) Conservação de Florestas Existentes.

Planejamento Integral da Propriedade (PIP)

O Programa tem como premissa o Planejamento Integral da Propriedade (PIP), que envolve identificar a situação atual (diagnóstico) da propriedade e permite realizar o prognóstico de sua configuração. O PIP é realizado mediante visitas técnicas a campo, do uso de imagens de satélite, cartas de declividade, e posterior definição das

Figura 2 – Representação do Planejamento Integral da Propriedade (PIP)

Quadro de Áreas

Gleba	Área (Ha)	Classe Declividade
1	19,40	I
2	13,16	III
3	2,05	III
4	11,51	VI
Mata fora de APP	37,45	–
Mata em APP	15,63	–
APP	23,66	–
Complementar	0,35	–

Elementos para o Planejamento Integral da Propriedade

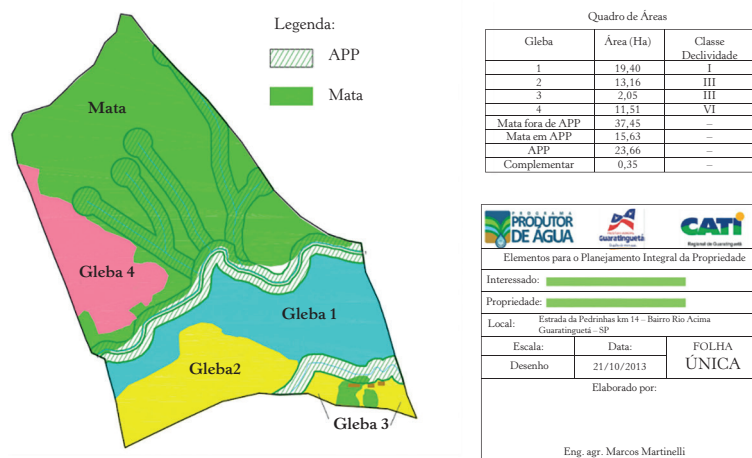
Interessado:

Propriedade:

Local: Estrada da Pedrinhas km 14 – Bairro Rio Acima Guaratinguetá – SP

Escala:	Data:	FOLHA ÚNICA
Desenho	21/10/2013	

Elaborado por:

Eng. agr. Marcos Martinelli

classes de capacidade de uso do solo (Figura 2), além de inúmeros diálogos com o proprietário sobre os diferentes cenários da propriedade, em função das intervenções propostas.

Como é feito o pagamento pelos serviços ambientais prestados nas propriedades?

Os pagamentos são realizados anualmente, com base em valores que variam de 10 a 30 Unidades Fiscais do Estado de São Paulo (Ufesp)[4] por hectare por ano (Guaratinguetá, 2017), dependendo da(s) modalidade(s) de serviço ambiental para a(s) qual(is) o produtor rural se habilitou, limitando-se a área beneficiada de cada propriedade a 30 hectares.

A vigência do contrato do Programa Produtor de Água é de no mínimo 3 (três) e no máximo 10 (dez) anos, dependendo do enquadramento da modalidade de cada provedor. Esse programa tem um componente diferenciado de outros programas de PSA existentes, que é o envolvimento direto do poder executivo municipal, garantindo em seu orçamento o valor ajustável anualmente de 7.000 (Ufesp) (R$ 175.490,00, ver nota 2) (Guaratinguetá, 2010, 2017), demonstrando assim o comprometimento junto aos parceiros e outras fontes de financiamentos.

Resultados e valores pagos pelo Programa Produtor de Água entre 2011 e 2016

A Tabela 3 resume os resultados do PPA entre os anos 2011 e 2016, a partir de dados do relatório do Comitê Gestor do Programa Produtor de Água (Silva; Barros Filho, 2017).

---

4 No ano de 2017, o valor da Ufesp foi de R$ 25,07, conforme Comunicado 98, de 19.12.2016, da Diretoria de Arrecadação do Estado de São Paulo. (Disponível em: <http://info.fazenda.sp.gov.br/NXT/gateway.dll/legislacao_tributaria/comunicados_da/cda982016.htm>). Com base nesse valor, a remuneração anual dos produtores participantes do Programa, por hectare de área beneficiada, pode variar de R$ 250,70 a R$ 752,10.

Tabela 3 – Resultados do PPA entre 2011 e 2016

Modalidade	Área Implantada [ha]	Descrição das ações
Floresta existente	143,15	Manutenção e Conservação de Florestas Existentes como limpeza da área, coroamento, plantio e enriquecimento com mudas nativas
Conservação do solo	85,00	Alocação, manutenção e construção de terraços
Reflorestamento	73,00	Restauração florestal com plantio de mudas nativas e manutenção da área por dois anos
Saneamento rural	–	Implantação de 22 sistemas de fossas biodigestoras

Fonte: Elaborada a partir de Silva e Barros Filho (2017)

Os dados apresentados a seguir (Tabela 4) tem como base o Relatório Síntese do Programa Produtor de Água (Lima; Pimentel, 2017).

Além do pagamento pelos serviços ambientais propriamente ditos, destaca-se que os investimentos realizados pelo Programa foram da ordem de *R$ 267.000,00*, nas atividades de restauração florestal, conservação de solo e saneamento ambiental, dentre as seguintes ações:

- Reflorestamento em APP;
- Mecanização agrícola (aração, gradagem, roçada etc.);
- Mão de obra;
- Alocação, construção e manutenção de terraços;
- Doação de mudas nativas do viveiro municipal;
- Instalação de sistemas sépticos biodigestores;
- Colocação de placas de identificação nas propriedades;
- Orientações técnicas; e
- Doação de material necessário para cercamento de APP.

Tabela 4 – Valores pagos pelo PPA entre 2011 e 2016

Edital	Ano					Total
	2012	2013	2014	2015	2016	
01/11	R$ 17.801,62	R$ 24.606,87	R$ 25.540,28	R$ 27.379,02	R$ 30.641,49	**R$ 125.969,28**
01/12			R$ 18.206,57	R$ 20.038,37	R$ 26.053,92	**R$ 64.298,86**
Total	**R$ 17.801,62**	**R$ 24.606,87**	**R$ 43.746,85**	**R$ 47.417,39**	**R$ 56.695,41**	**R$ 190.268,14**

Fonte: Elaborado a partir de (Lima; Pimentel, 2017)

Sinergia e engajamento com programas afins

A própria dinâmica do desenvolvimento do Programa Produtor de Água de Guaratinguetá permitiu que o município reunisse as condições para habilitar-se no edital do Programa PSA Hídrico, do Comitê para Integração da Bacia do Rio Paraíba do Sul (Ceivap), executado por meio da Agência da Bacia do Rio Paraíba do Sul (Agevap), mediante contrato com a ONG Vale Verde para a aplicação de recursos da ordem de R$ 1.000.000,00 em restauração florestal, conservação de florestas e pagamento por serviços ambientais na bacia do Ribeirão Guaratinguetá, potencializando as ações de recuperação florestal e ampliando as áreas a serem reflorestadas na Bacia do Ribeirão Guaratinguetá.

Considerações finais

O Pagamento por Serviços Ambientais apresenta uma ressignificação, ao considerar os riscos e as incertezas do binômio conhecimento científico-problemática ambiental, dialogando com os diferentes saberes e incentivando a participação e diálogo como condicionante para ampliar a qualidade do saber científico e da prática ambiental, além do entendimento da complexidade das questões ambientais e o nexo entre eles.

Cabe ressaltar que, para a implantação e o desenvolvimento de programas de PSA, como no caso estudado, é fundamental a existência de um forte arranjo institucional local, com parcerias que possam compartilhar conhecimento dos diferentes campos da ciência e, ao mesmo tempo, aprender com a dinâmica do recente paradigma da valorização dos serviços ecossistêmicos/ambientais.

O Programa Produtor de Água, durante os seus seis anos de atividades, despertou o interesse dos produtores rurais em participar de forma voluntária. Apesar das dificuldades apresentadas no decorrer do período de análise, cabe destacar a continuidade das atividades do projeto na implementação de práticas e manejos conservacionistas.

Por outro lado, o Programa Produtor de Água possibilitou aos atores locais um acúmulo de conhecimento e a constituição de um capital social capaz de atrair recursos de programas afins, como é o caso do PSA Hídrico do Ceivap/Agevap, para potencializar as ações, principalmente no tange à restauração florestal, a qual exige maior montante de recursos.

Referências bibliográficas

AGUEDA, W. L. et al. Produtor de Água de Guaratinguetá. In: PAGIOLA, S.; VON GLEHN, H. C.; TAFFARELLO, D. (Org.). *Experiências de pagamento por serviços ambientais no Brasil*. São Paulo: Secretaria de Meio Ambiente, Coordenadoria de Biodiversidade e Recursos Naturais, 2013. p.153-164.

BOYD, J.; BANZHAF, S. What are ecosystem services? The need for standardized environmental accounting units. *Ecological Economics*, v.63, n.2-3, p.616-626, ago. 2007.

BRASIL. Lei n.12.651, de 25 de maio de 2012. *Diário Oficial da União*, 2012.

BRAUMAN, K. A. et al. The nature and value of ecosystem services: An overview highlighting hydrologic services. *Annual Review of Environment and Resources*, v.32, n.1, p.67-98, nov. 2007.

BRAUMAN, K. A. Hydrologic ecosystem services: linking ecohydrologic processes to human well-being in water research and watershed management. *Wiley Interdisciplinary Reviews: Water*, v.2, n.4, p.345-358, jul. 2015.

CHEE, Y. E. An ecological perspective on the valuation of ecosystem services. *Biological Conservation*, v.120, n.4, p.549-565, dez. 2004.

COSTANZA, R. et al. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, v.387, n.6630, p.253-260, 15 maio 1997.

DÍAZ, S. et al. Assessing nature's contributions to people. *Science*, v.359, n.6373, p.270-272, 19 jan. 2018.

ENGEL, S.; PAGIOLA, S.; WUNDER, S. Designing payments for environmental services in theory and practice: An overview of the issues. *Ecological Economics*, v.65, n.4, p.663-674, 2008.

FISHER, B.; TURNER, R. K.; MORLING, P. Defining and classifying ecosystem services for decision making. *Ecological Economics*, v.68, n.3, p.643-653, jan. 2009.

FUNDAÇÃO GRUPO BOTICÁRIO DE PROTEÇÃO À NATUREZA et al. *Guia para a formulação de políticas públicas estaduais e municipais de pagamento por serviços ambientais*. Brasil: [s.n.], 2017.

GUARATINGUETÁ. Lei n.4.252, de 11 de novembro de 2010. Institui o Programa de Incentivo à Proteção da Qualidade e Disponibilidade de Água nas Bacias Hidrográficas do Município de Guaratinguetá – Produtor de Água Brasil, 2010.

_______. Lei n.4787, de 16 de novembro de 2017. Institui o Programa de Incentivo à Proteção da Qualidade de Água nas Bacias Hidrográficas do Município de Guaratinguetá – Produtor de Água – e revoga a Lei Municipal n.4252, de 11 de novembro de 2010. Brasil, 2017.

GUEDES, F. B.; SEEHUSEN, S. E. *Pagamento por serviços ambientais na Mata Atlântica*: Lições aprendidas e desafios. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2011.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. *Guaratinguetá*. Disponível em: <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/sp/guaratingueta/pesquisa/33/29171?tipo=ranking&ano=2017>. Acesso em: 20 jul 2020.

LIMA, M. B. M.; PIMENTEL, F. N. Relatório síntese do Programa Produtor de Água. Guaratinguetá: Secretaria Municipal de Agricultura, 2017.

MILLENIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT. *Ecosystems and Human Well-being*: A Framework for Assessment. Washington, DC.: Island Press, 2003. p.1-25.

ORGANISATION FOR ECONOMIC COOPERATION AND DEVELOPMENT. *Glossary of statistical terms*. Paris: OECD, 2007.

SANTOS, D.G. et al. *Programa produtor de água – Manual operativo, proposta para o projeto piloto da microbacia hidrográfica do Ribeirão Guaratinguetá*. Guaratinguetá: Secretaria de Agricultura da Prefeitura Municipal de Guaratinguetá, 2006.

SILVA, J. C. R.; BARROS FILHO, P. A. *Comitê Gestor do Programa Produtor de Água*. Guaratinguetá: Secretaria Municipal de Agricultura, 2017.

SOARES, P. V. As inter-relações de elementos do meio físico natural e modificado na definição de áreas potenciais de infiltração na porção paulista da bacia do rio Paraíba do Sul. Campinas, 2005. 169p. Tese (Doutorado em Geociências) – Instituto de Geociências, Universidade Estadual de Campinas.

TAFFARELLO, D. et al. Hydrological services in the Atlantic Forest, Brazil: An ecosystem-based adaptation using ecohydrological monitoring. *Climate Services*, v.8, p.1-16, dez. 2017.

VEIGA NETO, F. C. A construção dos mercados de serviços ambientais e suas implicações para o desenvolvimento sustentável no Brasil. Rio de Janeiro, 2008. Tese (Doutorado em Desenvolvimento, Agricultura e Sociedade) – Instituto de Ciências Humanas e Sociais, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro.

WUNDER, S. *Payments for environmental services*: Some nuts and bolts. Jakarta: [s.n.], 2005.

4
Hidrologia e monitoramento hidrológico de montanhas tropicais

Mateus Ricardo Nogueira Vilanova

Introdução

Montanhas são importantes fontes de água, energia e biodiversidade, sendo altamente sensíveis e vulneráveis a desequilíbrios antrópicos, ecológicos e a mudanças climáticas (United Nations, 1992). Essas regiões se caracterizam por elevados gradientes de temperatura, precipitação e insolação, podendo apresentar diversos sistemas climáticos em pequenas áreas, além de uma grande diversidade de hábitats (United Nations, 1992). Embora não exista uma definição universal de montanha[1] (e, consequentemente, de bacia hidrográfica e/ou rio de montanha), muitos autores (Stoffel et al., 2016; Viviroli et al., 2007; Viviroli; Weingartner, 2004) utilizam a altitude de 1.000 m acima do nível do mar como limiar para a consideração de uma área como montanha. Faria (2005) afirma que, geomorfologicamente, é considerada montanha qualquer elevação com altura (desnível entre a base e o topo) superior a 300 m, e com vertentes de elevada declividade, não havendo um valor objetivo para definir essa elevada declividade. Áreas mais baixas, mas com características diferenciadas em

1 Dois interessantes trabalhos sobre classificação de montanhas foram publicados por Meybeck et al. (2001) e Körner et al. (2011).

relação ao clima, rugosidade do relevo, entre outros fatores, podem ser consideradas montanhosas, em razão da definição utilizada e dos seus respectivos critérios. Segundo Wohl e Merritti (2008), um rio de montanha é um canal confinado com declividade maior ou igual a 0,002 $m.m^{-1}$, localizado em terreno montanhoso, com planície de inundação limitada espacialmente, e com substrato de elevada granulometria (pedregulhos, pedras-de-mão, matacões, além de rochas com granulometrias superiores[2]).

Segundo Viviroli et al. (2011), o gerenciamento efetivo dos recursos hídricos de montanha necessita urgentemente de estudos mais detalhados e de projeções mais confiáveis de cenários de gerenciamento, sendo esse tipo de sistema hídrico altamente sensível às mudanças climáticas e consequentes mudanças dos padrões de precipitação. "A criação de uma base de dados global sobre montanhas é vital para o desenvolvimento de programas que contribuam com o desenvolvimento sustentável de ecossistemas de montanha" (United Nations, 1992).

As técnicas de modelagem e simulação computacional constituem-se num importante avanço na ciência hidrológica, e têm sido a principal ferramenta metodológica de grande parte dos trabalhos publicados atualmente nessa área. Por outro lado, alguns autores têm reportado uma redução do interesse da comunidade hidrológica por pesquisas de campo (Burt; McDonnell, 2015), durante as quais a observação direta de fenômenos permite o estabelecimento de novas hipóteses e/ou a obtenção de *insights* sobre antigos pressupostos. "A observação de fenômenos naturais é de extrema importância para a compreensão de suas características complexas" (Pappas;

2 Segundo Wohl e Merritti (2008), a granulometria do leito de rios de montanha é composta de *gravel*, *cobble* e *boulders*. Segundo classificações da União Geofísica Americana e do Departamento de Agricultura dos Estados Unidos (United States Department of Agriculture e Natural Resources Conservation Service, 2012), esses materiais representam as classes superiores de granulometria, cujos tamanhos das partículas são superiores a 2 mm. A terminologia apresentada no texto faz uma analogia dessa classificação com a terminologia utilizada na norma NBR 6502/1995 (Associação Brasileira de Normas Técnicas, 1995), segundo as classes granulométricas apresentadas nessa norma.

Papalexiou; Koutsoyiannis, 2014), e da dinâmica de sistemas de recursos hídricos. A medição e o monitoramento[3] de variáveis explicativas dos fenômenos hidrológicos são fundamentais para aplicação de técnicas estatísticas/probabilísticas, para a modelagem física desses processos e para a calibração e validação[4] de modelos computacionais (Loucks et al., 2005; Silberstein, 2006).

A modelagem hidrológica de meso e grande escala é cada vez mais necessária para avaliar importantes questões científicas e de gerenciamento de recursos hídricos (tais como os efeitos das mudanças climáticas e a gestão de bacias hidrográficas transfronteiriças); apesar disso, o entendimento dos processos que controlam o escoamento em pequena escala é fundamental para embasar esse tipo de modelagem (Shaman; Stieglitz; Burns, 2004). Nesse sentido,

---

3 Neste capítulo, utilizo os termos medição e monitoramento hidrológico (ou hidrometeorológico) para me referir à coleta de dados terrestre, *in loco*. Utilizados dessa forma genérica ao longo do texto, esses termos não incluem, por exemplo, a coleta de dados mediante sensoriamento remoto. Diversos trabalhos (Berne; Krajewski, 2013; Bjerklie et al., 2003; Creutin; Borga, 2003; Lakshmi; Susskind, 2001; Robert Brakenridge et al., 2012; Tang et al., 2009) abordam as aplicações hidrológicas do sensoriamento remoto, a partir de plataformas convencionais. Este capítulo aborda uma nova tendência de plataforma de sensoriamento remoto com uso relativamente recente na hidrologia, baseada em veículos aéreos não tripulados.

4 Em termos de modelagem hidrológica, calibração e validação são etapas que visam garantir a qualidade e a aplicabilidade dos resultados simulados. A calibração consiste no ajuste dos parâmetros (valores que descrevem as características dos sistemas modelados) para melhorar a aderência dos valores simulados aos valores observados/medidos de uma determinada variável hidrológica. Após a calibração, novas simulações são realizadas, geralmente utilizando dados e condições de entrada e saída diferentes daqueles utilizados durante a calibração. Quando os resultados destas novas simulações representam de forma satisfatória o comportamento do sistema (os valores simulados são aderentes aos observados/medidos), o modelo é considerado validado, podendo ser utilizado em aplicações científicas, de engenharia e/ou de gerenciamento de recursos hídricos e bacias hidrográficas. Alguns bons trabalhos sobre calibração e validação de modelos hidrológicos, que incluem métricas e métodos para a realização destas etapas de modelagem, foram publicados por Legates e McCabe Jr. (1999), Biondi et al. (2012) e Ritter e Muñoz-Carpena (2013).

as pequenas bacias hidrográficas de regiões montanhosas[5] constituem um objeto ímpar para pesquisas e estudos hidrológicos, uma vez que sua reduzida dimensão, associada aos elevados gradientes topográficos e hidrometeorológicos, resulta em processos altamente dinâmicos e variáveis, tanto na escala temporal quanto na espacial. Estabelecer generalizações sobre pequenos cursos d'água é difícil, em razão de sua grande diversidade (Wohl, 2017), e, em regiões de cabeceira, com relevos acentuados, esses cursos d'água podem apresentar canais íngremes e confinados, com escoamento turbulento (Wohl, 2017). Apesar de pouco estudadas e monitoradas, essas bacias desempenham papel de destaque no cenário nacional de recursos hídricos, sendo características de importantes caixas d´água[6] do sudeste brasileiro: as Serras da Mantiqueira e do Mar.

O objetivo deste capítulo é fornecer ao leitor uma visão introdutória sobre alguns dos aspectos mais relevantes da hidrologia e do monitoramento hidrológico de montanhas tropicais, mais especificamente de pequenas bacias hidrográficas e rios de montanha. Conforme apresentado anteriormente, esses aspectos tornam tais regiões um importante objeto de pesquisa, e também provedoras fundamentais de serviços ambientais (por exemplo, no que diz respeito ao fornecimento de água e à conservação de ecossistemas). Considerando a escassez de dados hidrológicos em pequenas bacias montanhosas, e a relativa dificuldade de monitoramento dessas áreas, o capítulo apresenta, também, duas técnicas promissoras e ainda pouco exploradas no Brasil para a coleta de dados hidrológicos: o uso de veículos aéreos não tripulados e a paleo-hidrologia.

5 Este capítulo é dedicado às bacias hidrográficas localizadas em montanhas tropicais. São desconsiderados fenômenos hidrológicos típicos de altas montanhas e regiões de clima frio, por exemplo, a precipitação na forma de neve e o armazenamento de água em geleiras.

6 O conceito de "caixa d'água" (utilizado popularmente para representar a função hidrológica de regiões montanhosas em diversas partes do mundo) já é reconhecido cientificamente, pelo papel de manancial hídrico exercido por tais regiões para áreas adjacentes à jusante (Viviroli et al., 2007).

Aspectos relevantes da hidrologia de bacias hidrográficas de montanhas tropicais

Weingartner et al. (2003) sugerem que os processos hidrológicos de regiões montanhosas são afetados, basicamente, por elementos relacionados à altitude e ao relevo. Segundo os autores, a altitude influência fatores como temperatura, precipitação e profundidade do solo, cujas repercussões hidrológicas vão desde a variabilidade da capacidade de armazenamento de água no subsolo até a intensificação dos padrões pluviométricos. Segundo Wohl (2017), citando outros autores, demais fatores que aumentam a variabilidade hidrológica espacial e temporal de rios de cabeceira são: menor área de drenagem, caminhos de escoamento superficial e subsuperficial mais curtos entre as áreas altas e os canais, e menor armazenamento superficial e subsuperficial. Em relação ao relevo, Weingartner et al. (2003) destacam a elevada declividade, que influencia diretamente a geração e velocidade de propagação do escoamento superficial, além da influência orográfica sobre a precipitação e outras variáveis meteorológicas.

A influência da orografia sobre a precipitação é um dos aspectos mais abordados na literatura hidrológica de regiões montanhosas. A complexidade dos terrenos montanhosos, bem como sua altitude e forma, influencia o escoamento das massas de ar e seus aspectos termodinâmicos, favorecendo e/ou intensificando a ocorrência de eventos pluviométricos, e definindo a distribuição espacial da chuva sobre a montanha e ao seu redor (Houze, 2012). Segundo Roe (2005), em grandes cadeias montanhosas, as precipitações máximas tendem a ocorrer nas faces a barlavento, enquanto em montanhas menores esse máximo ocorre, geralmente, próximo à crista. Roe (2005) e Houze (2012) apresentaram dois importantes trabalhos dedicados à análise dos mecanismos por meio dos quais as montanhas influenciam a precipitação. Alguns dos mecanismos abordados nesses trabalhos são: os processos convectivos devido ao aquecimento do terreno durante o dia, a elevação mecânica de massas de ar estáveis devido à barreira orográfica, e o mecanismo semeador-alimentador (esse último, frequente em montanhas baixas).

Em relação ao escoamento superficial, bacias montanhosas tendem a ser mais eficientes na produção de descarga líquida do que as áreas baixas adjacentes, o que pode ser caracterizado pela sua vazão específica (Viviroli; Weingartner, 2004). Ao analisar várias bacias montanhosas em diversas regiões do mundo, Viviroli e Weingartner (2004) demonstraram haver uma evidente e inversamente proporcional relação entre as vazões específicas e a área de drenagem de trechos destas bacias.

Segundo Wohl e Chin (2006), terrenos montanhosos são geralmente caracterizados por fundos de vale estreitos e planícies de inundação pouco desenvolvidas, sendo a morfologia, a hidráulica e o transporte de sedimentos em seus rios influenciados pelo aporte de sedimentos coluviais e de madeira das colinas adjacentes. Dentre as características comuns aos diferentes tipos de rios de montanha, o gradiente de declividade é o mais representativo, e que geralmente está correlacionado a outras importantes características (Wohl, 2013):

- bordas do leito resistentes a erosão e hidraulicamente rugosas, associadas a leito rochoso e fragmentos grosseiros;
- escoamento altamente turbulento com numerosas transições longitudinais entre escoamento subcrítico e supercrítico;
- fontes limitadas de sedimentos com granulometrias menores ou iguais às de pedregulho fino;
- movimento da carga de sedimentos de fundo altamente variável em termos espaciais e temporais, com limiares para início do movimento destas cargas muito superiores às da maioria dos rios de terras baixas;
- regime de vazões com grande sazonalidade, devido à sazonalidade da chuva (no caso de rios tropicais);
- significativa variabilidade espacial da vazão fluvial, como consequência da variabilidade espacial da precipitação e da geração do escoamento superficial, decorrente das diferenças de elevação, orientação da bacia e da cobertura do solo;

- grandes variações longitudinais da geometria do canal, como resultado de variações nas estruturas tectônicas, litologia, aporte de sedimentos, dentre outros;
- em alguns casos, variação da geometria do leito inferior à de rios de terras baixas, devido à elevada energia necessária para atingir o limite de resistência do leito (limite esse excedido, geralmente, apenas durante eventos de inundação e fluxo de detritos, por exemplo);
- fundos de vale estreitos, com planícies de inundação pouco desenvolvidas e limitadas, bem como movimentos laterais do rio também limitados;
- potencial de aumento de várias ordens de grandeza na magnitude de produção de água e sedimentos, em curta escala temporal (poucos anos), em resposta à distúrbios na escala da bacia hidrográfica (como incêndios e extração de madeira);
- zonação longitudinal da biota aquática e ripária, influenciada pelas características do rio e da elevação, e sua relação com a temperatura e precipitação.

Os detritos de madeira produzem efeitos geomorfológicos diretos e indiretos em rios, em diversas escalas (Montgomery; Piégay, 2003), sendo esse efeito mais pronunciado em rios íngremes de cabeceira. Nesses rios, o aporte de sedimentos é limitado, e os grandes detritos de madeira se tornam estáveis, produzindo elevada rugosidade e alterando as condições hidráulicas do canal fluvial (Faustini; Jones, 2003). Essa alteração deve ser considerada, por exemplo, na reconstrução e análise de eventos de inundação rápida (*flash flood*) em bacias montanhosas não monitoradas, uma vez que as áreas de inundação (bem como outras características das inundações) tendem a ser diferentes daquelas previstas por modelos tradicionais, que não consideram a presença de detritos de madeira (Ruiz-Villanueva et al., 2013).

Um aspecto importante associado à hidrologia de algumas montanhas brasileiras é a presença de Florestas Tropicais Montana Nebulares (FTMN). As florestas nebulares são caracterizadas pela

presença frequente de neblina, que constitui uma fonte extra de água além da precipitação (Bruijnzeel et al., 2011; Scholl et al., 2007), sendo localizadas acima de determinados limites altimétricos.[7] Esse fator, somado às reduzidas perdas evaporativas verificadas neste tipo de ambiente, tende a produzir um aumento das vazões fluviais em bacias ocupadas por FTMNs (Bruijnzee et al., 2011). Segundo Scholl et al. (2011), são necessários balanços hídricos precisos que mensurem tanto a neblina quanto a precipitação horizontal,[8] para um completo entendimento da contribuição da neblina para com as vazões fluviais e recarga de águas subterrâneas. Ainda segundo Scholl et al. (2011), esse tipo de balanço hídrico permite quantificar, também, o papel da neblina enquanto vetor de nutrientes e poluição, bem como uma fonte de umidade em períodos sem chuva.

7 Segundo Bruijnzeel et al. (2011), esse tipo de floresta ocorre, na costa Atlântica do Brasil, acima da altitude de 700 m. O Manual Técnico da Vegetação Brasileira (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, 2012) apresenta o detalhamento dos patamares altimétricos utilizados para a delimitação dos tipos de floresta montana e alto-montana típicos do território nacional.

8 A precipitação horizontal consiste na interceptação de água de nuvens pelas árvores (Foster, 2001; Hildebrandt; Eltahir, 2008), seja por contato direto, seja por condensação na copa das árvores (Foster, 2001), sendo essa uma fonte de umidade que aumenta a disponibilidade de água abaixo das copas, quando comparado à região acima dessas (Hildebrandt; Eltahir, 2008). Segundo Hildebrandt e Eltahir (2008), o termo "horizontal" pode ser considerado elusivo, tendo em vista que a interceptação de água através da precipitação horizontal ocorre nesse sentido somente nas bordas de uma floresta nebular, enquanto ao longo de grandes áreas florestais com copas fechadas, o principal mecanismo verificado é a deposição turbulenta, que ocorre através do fluxo sobre as copas. O termo precipitação oculta é utilizado para descrever, sem diferenciação das parcelas, a soma da absorção de água de nuvens/neblina e da precipitação dirigida/direcionada pelo vento (quase horizontal) (Bruijnzeel et al., 2011). As plantas podem absorver essa água interceptada de duas maneiras (Hu; Riveros-Iregui, 2016): (1) através da absorção, pela raiz, da água interceptada por folhas e troncos e posteriormente escoada até o solo; e (2) pelo mecanismo de Absorção Foliar de Agua (AFA). O mecanismo de AFA foi verificado na Serra da Mantiqueira por Eller et al. (2013), na espécie *Drimys brasiliensis*.

Monitoramento hidrológico

As informações utilizadas em estudos e gerenciamento de recursos hídricos originam-se da medição e monitoramento de alguns elementos hidrológicos e meteorológicos fundamentais, dentre eles (World Meteorological Organization, 2008): precipitação; nível d'água de rios, lagos e reservatórios; vazões fluviais; níveis d'água subterrâneos; evapotranspiração, concentração e carga de sedimentos em rios; e qualidade de águas superficiais e subterrâneas. Uma rede de monitoramento hidrológico consiste em um conjunto de atividades de coleta de dados, projetadas e operadas para atender um objetivo ou grupo de objetivos específicos (World Meteorological Organization, 2008). Em outras palavras, as redes hidrológicas ou hidrométricas agregam estações e postos de observação que permitem o estudo do regime hidrológico de uma determinada área (World Meteorological Organization e United Nations Educational Scientific and Cultural Organization, 2012).

Sivapalan et al. (2003, p.860) definem bacia hidrográfica não monitorada, como segue:

> Uma bacia não-monitorada é aquela com registros inadequados (em termos de quantidade e qualidade) de observações hidrológicas para permitir a computação de variáveis hidrológicas de interesse (tanto quantidade quanto qualidade de água) em escalas espaciais e temporais apropriadas, e com a acurácia aceitável para aplicações práticas.

A partir da definição de Sivapalan et al. (2003) percebe-se que, em razão da destinação/aplicação dos dados, várias condições, além da mera inexistência de sistemas de monitoramento, podem qualificar uma bacia hidrográfica como não monitorada, por exemplo: séries de dados pouco extensas, séries com falhas e/ou com resolução espacial e temporal inadequada; inexistência de dados de todas as variáveis necessárias para a aplicação em questão; sensores e instrumentos de monitoramento sem a precisão demandada pela aplicação; falta de controle de qualidade e consistência dos dados;

problemas de documentação e acesso aos dados; inexistência ou deficiências de sistemas de telemetria para aplicações em tempo real.

A densidade de estações é um dos principais requisitos para a adequação de uma rede hidrológica a um propósito específico. No caso do estabelecimento de redes mínimas,[9] a Organização Meteorológica Mundial (World Meteorological Organization, 2008) recomenda as seguintes densidades[10] de estações hidrológicas para áreas montanhosas, de acordo com o tipo de estação/variável medida (Tabela 1):

Tabela 1 – Densidade mínima de estações hidrológicas recomendada para áreas montanhosas pela Organização Meteorológica Mundial (2008)

Variável	**Densidade mínima [km² por estação)**
Precipitação, estação não registradora	250
Precipitação, estação registradora	2.500
Evaporação	50.000
Vazão fluvial	1.000
Sedimentos	6.700
Qualidade de água	20.000

Fonte: Organização Meteorológica Mundial (2008)

Com base em outros autores, Mishra e Coulibaly (2009; 2010) afirmam que a maioria das áreas montanhosas não atinge a densidade mínima de estações proposta pela Organização Meteorológica

9 Uma rede hidrológica mínima é aquela que "[...] evita graves deficiências no desenvolvimento e gerenciamento dos recursos hídricos em uma escala proporcional ao nível geral de desenvolvimento econômico de um país" (World Meteorological Organization, 2008).

10 Segundo a própria Organização Meteorológica Mundial (2008), tais densidades mínimas estão sendo revisadas pela sua Comissão para Hidrologia. A atualização das recomendações de densidades mínimas está prevista no relatório da décima quinta sessão da Comissão (World Meteorological Organization, 2016), mais especificamente no rascunho do seu plano de trabalho.

Mundial (WMO). Uma das mais importantes variáveis hidrológicas, a vazão fluvial, tende a ser menos medida sistematicamente em regiões de cabeceira, limitando a capacidade de se caracterizar o escoamento nestas áreas (Wohl, 2017). Além da reduzida disponibilidade de dados, as regiões de cabeceira são influenciadas de forma bastante significativa por eventos hidrometeorológicos locais, o que impede que seu comportamento seja avaliado através de regionalização hidrológica (Wohl, 2017).

Técnicas e métodos não convencionais para a obtenção de dados e informações hidrológicas em bacias montanhosas

Tendo em vista a escassez de dados hidrometeorológicos em pequenas bacias hidrográficas de áreas montanhosas, e a inerente dificuldade de medição/monitoramento dessas bacias mediante métodos convencionais, apresento nesta seção dois conjuntos de técnicas com grande potencial de aplicação no Brasil, a paleo-hidrologia e o uso de veículos aéreos não tripulados.

Paleo-hidrologia

A paleo-hidrologia consiste no estudo de ocorrências, distribuições e movimentos de águas continentais no passado, envolvendo uma série de subdisciplinas como a paleolimnologia, paleo-hidroclimatologia, paleo-hidráulica e paleogeologia (Baker, 2008). Registros observacionais e medições hidrometeorológicas geralmente são muito curtas (quando não, inexistentes) para representar a variabilidade hidrológica de longo prazo de uma região (Rose et al., 2015), sendo essa falta de dados passados uma das principais barreiras para a análise de rios de montanha (Ballesteros-Cánovas et al., 2016).

Uma das principais aplicações de técnicas de paleo-hidrologia em regiões montanhosas é o estudo de inundações e inundações

rápidas (Ballesteros-Cánovas et al., 2016; 2015; Bodoque et al., 2015; Casteller et al., 2015). Com base em outros autores, Liu et al. (2015, p.499) afirmam que a reconstrução de picos de nível d'água e vazão de uma paleoinundação envolve "[...] o uso de marcas da inundação em uma paisagem, e singularidades relacionadas à inundação em termos de alterações na geomorfologia e depósitos nos canais fluviais, que podem ser identificados por uma série de critérios". Benito e Thorndycraft (2005) afirmam que, apesar de o termo *paleo* sugerir que esse conjunto de técnicas se aplique apenas à estimativa de eventos hidrológicos extremamente antigos (em escala temporal geológica), a maioria dos estudos sobre paleoinundações é desenvolvida em escalas temporais muito menores, com ênfase no último milênio e até mesmo no último século. Concluindo essa afirmação, Benito e Thorndycraft (2005) indicam que a hidrologia de paleoinundações não é definida pela escala de tempo, mas pelo fato de as evidências das inundações passadas serem derivadas de efeitos físicos desses eventos sobre indicadores naturais, como depósitos de sedimentos.

Muitas técnicas paleo-hidrológicas são baseadas em Indicadores de Paleoníveis (IPN) e, no caso do estudo de paleoinundações, em Marcas de Águas Altas (MAA) (Bodoque et al., 2015). As MAA possuem diversas aplicações educacionais e científicas, fornecendo importantes informações para a análise de inundações recentes e históricas (United States Geological Survey, 2016). Segundo o Serviço Geológico Americano (United States Geological Survey, 2016), as marcas MAA podem ser agrupadas, basicamente, em marcas de águas tranquilas e marcas de águas rápidas. As marcas de águas tranquilas podem ser compostas, entre outras, por linhas de lama, linhas granulares e linhas de detritos, enquanto as linhas de águas rápidas podem ser formadas por linhas de corte, linhas de lavagem, e retenções de detritos em obstáculos do escoamento (United States Geological Survey, 2016).

Os IPN podem ser de vários tipos: geomorfológicos, geológicos e botânicos, e podem perdurar por séculos ou até milênios, constituindo-se numa importante ferramenta, por exemplo, para a análise

de frequência de inundações (Bodoque et al., 2015). Com base em outros autores, Bodoque et al. (2015) afirmam que os principais IPN de natureza geomórfica e geológica podem estar relacionados à deposição de sedimentos, como os depósitos de águas paradas/lentas (*slackwater deposits*) e as barras de inundação; já os IPN de natureza erosiva são representados, por exemplo, por solo em áreas de margem com vegetação suprimida em decorrência do escoamento. Os depósitos de águas paradas são "[...] constituídos de areia e silte (ocasionalmente de pedregulhos) que se acumulam relativamente rápido a partir da suspensão em grandes inundações, particularmente onde os limites do escoamento resultam em velocidades visivelmente reduzidas" (Baker, 1987, p.81). Ainda com base em outros autores, Bodoque et al. (2015) afirmam que, em razão da grande energia do escoamento em rios de montanha, os depósitos de águas paradas tendem a ocorrer apenas em feições diferenciadas desses ambientes (como cavernas nas margens e saliências de rochas), sendo os depósitos de sedimentos mais grosseiros (como pedregulhos e matacões) mais característicos e utilizáveis nesse tipo de rio.

Diversas análises paleo-hidrológicas de base botânica utilizam os anéis de crescimento de árvores como objeto de estudo. Os registros extraídos desse tipo de análise fornecem series de dados contínuas de mudanças ambientais, de períodos seculares até milenares (Lara et al., 2015). Citando outros autores, Creutzfeldt et al. (2015) apontam que registros de densidade, largura e composição isotópica de anéis de crescimento de árvore permitem reconstruir séries de dados hidrológicos (por exemplo, de precipitação, vazão fluvial, armazenamento de água subterrânea e umidade do solo), tendo em vista que o crescimento dos anéis é regido, especialmente, pela temperatura e pela disponibilidade de água para a planta. A reconstrução de series hidrológicas através dos anéis de crescimento pode ser feita de diversas maneiras, como por exemplo, pela correlação direta entre os anéis e séries de vazão, possibilitando a análise de sua variabilidade em diversas frequências (Lara et al., 2015).

Dentre os possíveis indicadores paleo-hidrológicos botânicos, destacam-se as cicatrizes em troncos de árvores. A análise

dendrogeomorfológica pode ser bastante útil para o estudo de inundações em bacias de montanha, tendo em vista que nessas áreas as árvores geralmente são localizadas próximas a rios torrenciais e em suas margens (Stoffel et al., 2010, apud Ballesteros-Cánovas *et al.*, 2015)). Citando outros autores, Stoffel et al. (2016) demonstram que as cicatrizes causadas em troncos de árvores durante inundações, em razão da abrasão dos sedimentos e detritos transportados, constituem-se num importante IPN, que quando associadas a modelos hidráulicos permitem calcular e analisar as vazões que ocorreram nos respectivos paleoníveis das cicatrizes. Esse tipo de evidência é geralmente associado a modelos hidrológicos e hidráulicos, a partir dos quais é possível simular, dentre outras variáveis, as vazões causadoras das cicatrizes.

A inclinação de árvores decorre de uma deformação estrutural pela pressão hidrodinâmica unidirecional sobre o tronco, durante uma inundação (Ballesteros-Cánovas et al., 2015), podendo, também, ser utilizada como parâmetro para análises paleo-hidrológicas. Tendo em vista a grande energia do escoamento em rios de montanha, a inclinação de árvores pode ser de grande utilidade nesse tipo de ambiente, em complemento ou substituição a outros indicadores paleohidrológicos. Ballesteros-Cánovas et al. (2015) apresentam um interessante trabalho sobre o uso da inclinação de árvores para a estimativa de vazões de paleoinundações.

A Tabela 2 apresenta exemplos de aplicação de técnicas paleo-hidrológicas, ilustrando a teoria desenvolvida nesta seção.

Tabela 2 – Exemplos de aplicações de técnicas paleo-hidrológicas

Autores	Objetivo do trabalho e/ou aplicação das técnicas	Área de estudo
(Ballesteros-Cánovas et al., 2016)	Os autores reconstroem séries de paleoinundações a partir de cicatrizes em árvores, modelagem hidráulica bidimensional e dados LiDAR.	Montanhas Tatra, Polônia
(Tei et al., 2015)	Reconstruir séries do Índice de Severidade de Seca de Palmer através da datação de um isótopo de carbono ($\delta^{13}C$) e largura de anéis de crescimento.	Bacia do Rio Lena, Sibéria

Autores	Objetivo do trabalho e/ou aplicação das técnicas	Área de estudo
	O artigo apresenta a reconstrução de séries de 1800 anos precipitação e vazão, utilizando um isótopo de oxigênio ($\delta^{18}O$) presente em estalagmites de uma caverna.	Rio Jialingjiang, China
(Sauchyn et al., 2015)	O artigo apresenta quatro projetos que utilizaram a reconstrução de vazões a partir de anéis de crescimento de árvores, aplicados ao planejamento contra seca e à confiabilidade de sistemas urbanos de abastecimento de água.	Canadá
(Creutzfeldt et al., 2015)	O trabalho combinou a análise de anéis de crescimento de árvores, modelagem hidrológica e estudos geodésicos para reconstruir a dinâmica de armazenamento subsuperficial de água.	Alemanha
(Lara et al., 2015)	Os autores reconstruíram e expandiram a série de vazões do Rio Baker a partir da análise de anéis de crescimento, o que permitiu (1) avaliar a variabilidade destas vazões de escalas interanuais a multidecadais e (2) analisar quais processos atmosféricos de grande-escala influenciam as vazões deste rio.	Patagônia (Chile e Argentina)
(Ballesteros-Cánovas et al., 2015)	O artigo apresentou a análise de anéis de crescimento de árvores para reconstruir eventos de inundação rápida em uma região montanhosa da Espanha, associando a análise dos anéis a séries de dados hidrometeorológicos e registros documentais da área.	Montanhas Guadarrama, Espanha
(Liu et al., 2015)	Os autores utilizam depósitos de águas paradas para estimar as vazões de pico de inundação, e também para avaliar a interação entre a hidroclimatologia regional e mudanças climáticas globais.	Rio Hanjiang, China
(Lam et al., 2017)	Um dos objetivos do trabalho é avaliar a aptidão de diversas feições fisiográficas para preservar depósitos de águas paradas, posteriormente utilizados para o estudo de paleoinundações.	Austrália
(Thorndycraft et al., 2005)	Os autores utilizam dois conjuntos de dados de depósitos de águas paradas (um referente ao período de 100 anos anteriores, e um segundo com registros de inundações de até 2.700 anos anteriores) para reconstruir séries de paleoinundações, sendo o estudo integrante do projeto SPHERE, financiado pela Comissão Europeia.	Espanha

Veículos Aéreos Não Tripulados (VANT)

O Sensoriamento Remoto (SR) é o processo de inferência de parâmetros superficiais a partir de medições da radiação eletromagnética emitida ou refletida pela superfície (Schmugge et al., 2002), sendo uma importante fonte de dados observacionais para regiões do mundo onde redes de observação *in situ* são esparsas (Tang et al., 2009). O SR possui importantes aplicações hidrológicas, uma vez que permite quantificar, de forma espacializada, diversas variáveis de estado e fluxos hidrológicos (Schmugge et al., 2002; Tang *et al.*, 2009), por exemplo (Schmugge *et al.*, 2002; Tang et al., 2009): temperatura superficial (Krishnan et al., 2015; Li et al., 2013; Lian et al., 2017), umidade do solo (Burgin et al., 2017; Dorigo; Jeu, de, 2016; Park et al., 2017), qualidade da água (Giardino et al., 2014; Philipson et al., 2016; Schaeffer et al., 2013), uso e ocupação do solo (Clark; Kilham, 2016; Pelletier et al., 2016a, 2016b), precipitação (Bajracharya, Shrestha e Shrestha, 2017; Elgamal et al., 2017; Li et al., 2018; Maggioni et al., 2016; Zambrano-Bigiarini et al., 2016) e evapotranspiração (Barik et al., 2016; Roy et al., 2016; Yang et al., 2016).

Apesar da importância das técnicas tradicionais de sensoriamento remoto para a hidrologia moderna (baseadas especialmente em satélites orbitais e radares), sua utilização pode apresentar alguns entraves para aplicações em pequenas bacias hidrográficas de montanha, sobretudo em terrenos de alta complexidade. A resolução espacial e temporal das imagens/informações dos sistemas tradicionais de SR pode constituir-se no primeiro entrave. Mapas utilizados para análise de redes de drenagem, com resolução, por exemplo, de 10 m, não se adaptam para a representação de cabeceiras e rios de primeira ordem, que são geralmente invisíveis através de imagens aéreas (Wohl, 2017). O satélite Landsat 8,[11] por exemplo, apresenta resoluções que variam de 15 m a 100 m por pixel, dependendo de sua banda espectral. Seu ciclo de aquisição é de 16 dias, o que permite

11 Disponível em: <https://landsat.gsfc.nasa.gov/landsat-8/>.

a coleta de, no máximo, 22 a 23 cenas por ano de cada localização coberta (Roy et al., 2014).

Os Veículos Aéreos Não Tripulados (Vant) constituem-se numa tecnologia relativamente nova para aplicações civis,[12] com grande potencialidade para a produção de dados e informações de alta resolução temporal e espacial destinadas a aplicações ambientais e hidrológicas, complementando as plataformas tradicionais de sensoriamento remoto (Xia et al., 2017).

Vant são aeronaves leves e de baixo custo,[13] operadas do solo e com a capacidade de transportar sistemas de imageamento e outros (Anderson; Gaston, 2013). Outros termos como "drone", "sistemas aéreos não tripulados" e "sistema aéreo pilotado remotamente" (Nex; Remondino, 2014) são comumente utilizados em referência aos Vant e suas variações. Os Vant são capazes de coletar informações sobre a superfície terrestre em áreas remotas e/ou inacessíveis (Perks et al., 2016), tornando-os uma importante ferramenta para estudos hidrológicos em pequenas bacias hidrográficas de montanha. No domínio da hidrologia, tais equipamentos permitem, por exemplo, a medição de vazão em pequenos rios de difícil acesso, e sob condições hidrometeorológicas adversas (Perks et al., 2016; Tauro et al., 2016).

Dentre as vantagens dos Vant para aplicações hidrológicas e ambientais destacam-se o baixo custo em relação a outras plataformas aéreas para sensoriamento remoto e coleta de amostras (Campana, 2017; Chen et al., 2017; Chirayath; Earle, 2016; Pineux et al., 2016; Scobie; Hugenholtz, 2016; Suh; Choi, 2017), a alta resolução temporal e espacial dos dados coletados (Anderson; Gaston, 2013; Gago et al., 2015; Getzin et al., 2014; Santesteban et al., 2016; Tang; Shao, 2015), bem como flexibilidade do controle da resolução espacial e

---

12 O uso de Vant para fins militares já ocorre há várias décadas (Campana, 2017; D'Oleire-Oltmanns *et al.,* 2012; Gago et al., 2015)

13 Neste capítulo, destaco a aplicação e uso, especialmente, de drones comerciais leves, para aplicações civis e de baixo custo. O leitor deve atentar ao fato da existência de Vant com características opostas, sobretudo aqueles com aplicações militares.

temporal das coletas (Tang; Shao, 2015), possiblidade de coleta de dados em áreas remotas e de difícil acesso (Flynn; Chapra, 2014; Klemas, 2015; Kopaska, 2014), eliminação do risco de exposição de equipes à coleta em tais áreas (Klemas, 2015; Tang; Shao, 2015).

Em relação às desvantagens da tecnologia, podem ser destacadas o risco de queda e consequentes danos a propriedades e pessoas no solo (Sandbrook, 2015), interferência na privacidade de pessoas e comunidades, medo, confusão e hostilidade de pessoas em solo, destinação final dos dados coletados (Sandbrook, 2015), necessidade de mais sobrevoos para a cobertura de grandes áreas (Gago et al., 2015), falta de protocolos e normas específicas para a coleta de dados em razão da relativa imaturidade da tecnologia e suas aplicações, riscos de colisão com aeronaves tripuladas, riscos de interferência em outros sistemas de radiofrequência, distúrbios à vida selvagem (Scobie; Hugenholtz, 2016), dentre outros.

Diversas são as possibilidades de aplicação de Vant para estudos hidrológicos e ambientais, conforme ilustra o sumário apresentado na Tabela 3.

Tabela 3 – Exemplos de aplicações hidrológicas e ambientais de Vant

Autores	Objetivo do trabalho e/ou aplicação de Vant	Área de estudo
(Xia et al., 2017)	Propor um método de mapeamento de inundação de *wetlands*[14] em escala subpixel, combinando dados de Vant e Landsat 8.	Planalto Tibetano, China
(Long et al., 2016)	Avaliar a aplicação de técnicas de fotogrametria embarcada em Vant para a produção de modelos digitais de superfície de alta resolução.	Lagoa Bonne-Anse, na França

14 *Wetlands* são áreas naturais ou artificiais, com presença temporária ou permanente de água doce, salobra ou salgada (World Meteorological Organization e United Nations Educational Scientific and Cultural Organization, 2012). Esta condição propicia o estabelecimento de ecossistemas e características físicas/hidrológicas bastante típicas, específicas dos diversos tipos de *wetland* existentes no mundo.

Autores	Objetivo do trabalho e/ou aplicação de Vant	Área de estudo
(Santesteban et al., 2016)	Imagens termais de alta resolução, obtidas através de Vant, são avaliadas em relação ao seu potencial de estimar a condição hídrica instantânea e sazonal de um vinhedo.	Espanha
(Pineux et al., 2016)	Avaliar a aplicação de Vant para a análise de processos erosivos e de depósito de sedimentos em uma bacia hidrográfica agrícola. Além disso, os autores propõem procedimentos metodológicos necessários para a obtenção de modelos digitais de terreno de alta qualidade a partir de VANT, focados na análise destes processos erosivos e deposicionais.	Bélgica
(Perks et al., 2016)	Propor uma nova metodologia para a obtenção de variáveis hidráulicas para análise de inundações rápidas, utilizando Vant comercial de baixo custo.	Escócia
(Tauro; Porfiri; Grimaldi, 2016)	Propor uma abordagem totalmente remota para a medição de vazão em locais de difícil acesso.	Itália
(Gago et al., 2015)	O artigo apresenta uma revisão sobre o uso de Vant para avaliação de estresse hídrico de plantas para aplicações agrícolas, além de apresentar os principais índices derivados de sensoriamento remoto utilizados para esse fim.	–
(Turner et al., 2015)	Utilizar Vant para a obtenção de séries temporais de alta resolução voltadas ao estudo de deslizamentos de terra.	Tasmânia
(Capolupo et al., 2015)	Utilizar Vant e outras técnicas para avaliar a contaminação do solo por cobre.	Itália
(Tang; Shao, 2015)	Este trabalho apresenta uma revisão sobre as diversas aplicações científicas e práticas de Vant para a área florestal, dentre elas a medição de altura do dossel e monitoramento de incêndios.	–
(Peter et al., 2014)	Utilizar Vant para o monitoramento de erosão e voçorocas.	Marrocos
(Flynn; Chapra, 2014)	Propor uma abordagem simples e de baixo custo para o sensoriamento remoto de ambientes bentônicos de água doce, mais especificamente para o monitoramento da alga *Cladophora*.	Montana, Estados Unidos

Autores	Objetivo do trabalho e/ou aplicação de Vant	Área de estudo
(Vivoni et al., 2014)	Apresentar, por meio de dois estudos de caso, as aplicações de Vant para eco-hidrologia.	Estados Unidos
(Flener et al., 2013)	Propor uma metodologia para geração de modelos digitais de terreno de alta resolução, para analisar a geometria de canais fluviais e planícies de inundação. A pesquisa combinou tecnologias laser e fotográficas.	Finlândia
(Anderson; Gaston, 2013)	Este trabalho apresenta uma revisão sobre aplicações ecológicas de Vant.	–
(D'Oleire-Oltmanns et al., 2012)	Desenvolver um estudo de caso utilizando Vant para o monitoramento de processos erosivos.	Marrocos

Dentre as aplicações hidrológicas de Vant, destaco os trabalhos de Tauro et al. (2016a, b), nos quais dois modelos de aeronave e câmera comerciais amplamente utilizados em atividades recreativas foram utilizados para a estimativa de velocidades e vazões fluviais, em conjunto com técnicas de velocimetria por Velocidade de Partículas (VIP). Esse tipo de aplicação é especialmente relevante no contexto das pequenas bacias hidrográficas de montanha, uma vez que, conforme já mencionado neste capítulo, séries de dados de vazão fluvial tendem a ser bastante escassos nesse tipo de ambiente, conforme já mencionado ao longo do capítulo.

A VIP é um conjunto de técnicas por meio das quais é possível inferior os campos de velocidade de um escoamento, através do imageamento do movimento de pequenas partículas (traçadores), durante um intervalo de tempo (Westerweel, 1997). A VIP permite medir o campo de velocidades instantâneas em muitos pontos do escoamento simultaneamente, e com elevada resolução, possibilitando o estudo de outras características importantes do escoamento, como a vorticidade (Westerweel; Elsinga; Adrian, 2013). A aplicação da VIP para a medição de escoamento em rios exige um procedimento complementar à da técnica aplicada em escala laboratorial, que é a correção de distorções geométricas das imagens, uma vez que estas

são geralmente obtidas sobre grandes áreas (Creutin et al., 2003). Alguns trabalhos abordando o uso da VIP de grande escala para a análise do escoamento em rios foram desenvolvidos por Jodeau et al. (2008), Weitbrecht et al. (2002) e Creutin et al. (2003).

Além de apontar as vantagens e desvantagens da utilização de Vant para a observação/análise do escoamento superficial em um rio, conforme o arranjo experimental proposto, Tauro et al. (2016) indicam alguns fatores que devem ser considerado para a obtenção de resultados consistentes durante esse tipo de levantamento: (1) a altura do Vant durante o imageamento, senso a altura inversamente proporcional à acurácia; (2) as condições de iluminação, uma vez que a incidência da luz solar pode comprometer a visibilidade dos traçadores; e (3) a homogeneidade da distribuição dos traçadores na superfície observada.

Considerações finais

Conforme demonstrado ao longo deste capítulo, as montanhas são regiões de alta relevância ecológica e hidrológica. Além de serem importantes provedoras de serviços ecossistêmicos, tais regiões apresentam um comportamento altamente dinâmico, e afetam diretamente os processos hidrológicos das regiões adjacentes. Um melhor entendimento do comportamento hidrológico de montanhas é limitado, muitas vezes, pela escassez de dados, sobretudo no que se refere à vazão fluvial.

Algumas técnicas (como as paleo-hidrológicas) permitem reconstruir indiretamente o comportamento hidrológico de montanhas, enquanto outras, mais recentes (tais como o uso de veículos aéreos não tripulados), podem constituir uma importante ferramenta para a coleta de dados nessas regiões, sobretudo em áreas de difícil acesso.

Apesar da existência dessas e de outras técnicas (inegavelmente importantes para o estudo da hidrologia de montanhas), deve-se destacar o papel fundamental dos sistemas de monitoramento

hidrológico convencionais, como as estações fluviométricas e pluviométricas, que permitem a coleta de dados de forma sistemática e contínua. A instalação desses sistemas, e o aumento da sua densidade em regiões montanhosas, é indispensável para entender o comportamento hidrológico de suas bacias hidrográficas, e para acompanhar possíveis mudanças desse comportamento em decorrência da ação antrópica em escala local, regional e global.

Referências bibliográficas

ANDERSON, K.; GASTON, K. J. Lightweight unmanned aerial vehicles will revolutionize spatial ecology. *Frontiers in Ecology and the Environment*, v.11, n.3, p.138-146, 2013.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. *NBR 6502: Rochas e solos.* Brazil, 1995.

BAJRACHARYA, S. R.; SHRESTHA, M. S.; SHRESTHA, A. B. Assessment of high-resolution satellite rainfall estimation products in a streamflow model for flood prediction in the Bagmati basin, Nepal. *Journal of Flood Risk Management*, v.10, p.5-16, 2017.

BAKER, V. R. Paleoflood hydrology and extraordinary flood events. *Journal of Hydrology*, v.96, n.1-4, p.79-99, dez. 1987.

_______. Paleoflood hydrology: Origin, progress, prospects. *Geomorphology*, v.101, n.1–2, p.1-13, out. 2008.

BALLESTEROS-CÁNOVAS, J. A. et al. Unravelling past flash flood activity in a forested mountain catchment of the Spanish Central System. *Journal of Hydrology*, v.529, n.P2, p.468-479, out. 2015.

BALLESTEROS-CÁNOVAS, J. A. et al. Can tree tilting be used for paleoflood discharge estimations? *Journal of Hydrology*, v.529, n.P2, p.480-489, out. 2015.

BALLESTEROS-CÁNOVAS, J. A. et al. Paleoflood discharge reconstruction in Tatra Mountain streams. *Geomorphology*, v.272, p.92-101, nov. 2016.

BARIK, M. G. et al. Assessing Satellite and Ground-Based Potential Evapotranspiration for Hydrologic Applications in the Colorado River Basin. *Journal of the American Water Resources Association*, v.52, n.1, p.48-66, 2016.

BENITO, G.; THORNDYCRAFT, V. R. Palaeoflood hydrology and its role in applied hydrological sciences. *Journal of Hydrology*, v.313, p.3-15, 2005.

BERNE, A.; KRAJEWSKI, W. F. Radar for hydrology: Unfulfilled promise or unrecognized potential? *Advances in Water Resources*, v.51, p.357-366, jan. 2013.

BIONDI, D. et al. Validation of hydrological models: Conceptual basis, methodological approaches and a proposal for a code of practice. *Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C*, v.42-44, p.70-76, jan. 2012.

BJERKLIE, D. M. et al. Evaluating the potential for measuring river discharge from space. *Journal of Hydrology*, v.278, n.1-4, p.17-38, jul. 2003.

BODOQUE, J. M. et al. Challenges in paleoflood hydrology applied to risk analysis in mountainous watersheds – A review. *Journal of Hydrology*, v.529, n.P2, p.449-467, out. 2015.

BRUIJNZEEL, L. A.; MULLIGAN, M.; SCATENA, F. N. Hydrometeorology of tropical montane cloud forests: emerging patterns. *Hydrological Processes*, v.25, n.3, p.465-498, 30 jan. 2011.

BURGIN, M. S. et al. A Comparative Study of the SMAP Passive Soil Moisture Product With Existing Satellite-Based Soil Moisture Products. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, v.55, n.5, p.1-13, 2017.

BURT, T. P.; McDONNELL, J. J. Whither field hydrology? The need for discovery science and outrageous hydrological hypotheses. *Water Resources Research*, v.51, n.8, p.5919-5928, ago. 2015.

CAMPANA, S. Drones in Archaeology. State-of-the-art and future perspectives. *Archaeological Prospection*, n. November 2016, 2017.

CAPOLUPO, A. et al. Photogrammetry for environmental monitoring: The use of drones and hydrological models for detection of soil contaminated by copper. *Science of the Total Environment*, v.514, p.298-306, 2015.

CASTELLER, A. et al. Dendrogeomorphic reconstruction of flash floods in the Patagonian Andes. *Geomorphology*, v.228, p.116-123, 2015.

CHEN, Y. et al. UAV-Borne Profiling Radar for Forest Research. *Remote Sensing*, v.9, n.1, p.58, 2017.

CHIRAYATH, V.; EARLE, S. A. Drones that see through waves ??? preliminary results from airborne fluid lensing for centimetre-scale aquatic conservation. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, v.26, p.237-250, March 2016.

CLARK, M. L.; KILHAM, N. E. Mapping of land cover in northern California with simulated hyperspectral satellite imagery. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, v.119, p.228-245, 2016.

CREUTIN, J.-D.; BORGA, M. Radar hydrology modifies the monitoring of flash-flood hazard. *Hydrological Processes*, v.17, n.7, p.1453-1456, maio 2003.

CREUTIN, J. D. et al. River gauging using PIV techniques: A proof of concept experiment on the Iowa River. *Journal of Hydrology*, v.277, n.3-4, p.182-194, 2003.

CREUTZFELDT, B.; HEINRICH, I.; MERZ, B. Total water storage dynamics derived from tree-ring records and terrestrial gravity observations. *Journal of Hydrology*, v.529, n.P2, p.640-649, out. 2015.

D'OLEIRE-OLTMANNS, S. et al. Unmanned aerial vehicle (UAV) for monitoring soil erosion in Morocco. *Remote Sensing*, v.4, n.11, p.3390-3416, 2012.

DORIGO, W.; JEU, R. DE. Satellite soil moisture for advancing our understanding of earth system processes and climate change. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, v.48, p.1–4, January 2016.

ELGAMAL, A.; REGGIANI, P.; JONOSKI, A. Impact analysis of satellite rainfall products on flow simulations in the Magdalena River Basin, Colombia. *Journal of Hydrology: Regional Studies*, v.9, p.85-103, 2017.

ELLER, C. B.; LIMA, A. L.; OLIVEIRA, R. S. Foliar uptake of fog water and transport belowground alleviates drought effects in the cloud forest tree species, Drimys brasiliensis (Winteraceae). *New Phytologist*, v.199, n.1, p.151-162, jul. 2013.

FARIA, A. P. Classificação de montanhas pela altura. *Revista Brasileira de Geomorfologia*, v.6, n.2, p.21-28, 2005.

FAUSTINI, J. M.; JONES, J. A. Influence of large woody debris on channel morphology and dynamics in steep, boulder-rich mountain streams, western Cascades, Oregon. *Geomorphology*, v.51, n.1-3, p.187-205, 2003.

FLENER, C. et al. Seamless mapping of river channels at high resolution using mobile liDAR and UAV-photography. *Remote Sensing*, v.5, n.12, p.6382-6407, 2013.

FLYNN, K. F.; CHAPRA, S. C. Remote sensing of submerged aquatic vegetation in a shallow non-turbid river using an unmanned aerial vehicle. *Remote Sensing*, v.6, n.12, p.12815-12836, 2014.

FOSTER, P. The potential negative impacts of global climate change on tropical montane cloud forests. *Earth-Science Reviews*, v.55, n.1-2, p.73-106, out. 2001.

GAGO, J. et al. UAVs challenge to assess water stress for sustainable agriculture. *Agricultural Water Management*, v.153, p.9-19, 2015.

GETZIN, S.; NUSKE, R. S.; WIEGAND, K. Using unmanned aerial vehicles (UAV) to quantify spatial gap patterns in forests. *Remote Sensing*, v.6, n.8, p.6988-7004, 2014.

GIARDINO, C. et al. Evaluation of multi-resolution satellite sensors for assessing water quality and bottom depth of Lake Garda. *Sensors*, Switzerland, v.14, n.12, p.24116-24131, 2014.

HILDEBRANDT, A.; ELTAHIR, E. A. B. Using a horizontal precipitation model to investigate the role of turbulent cloud deposition in survival of a seasonal cloud forest in Dhofar. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, v.113, n.4, p.1-11, 2008.

HOUZE, R. A. Orographic effects on precipitating clouds. *Reviews of Geophysics*, v.50, n.1, p.1-47, 2012.

HU, J.; RIVEROS-IREGUI, D. A. Life in the clouds: are tropical montane cloud forests responding to changes in climate? *Oecologia*, v.180, n.4, p.1061-1073, 2016.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. *Manual técnico da vegetação brasileira*. 2.ed. Rio de Janeiro: IBGE, 2012.

JODEAU, M. et al. Application and evaluation of LS-PIV technique for the monitoring of river surface velocities in high flow conditions. *Flow Measurement and Instrumentation*, v.19, n.2, p.117-127, 2008.

KLEMAS, V. V. Coastal and Environmental Remote Sensing from Unmanned Aerial Vehicles: An Overview. *Journal of Coastal Research*, v.315, n.5, p.1260-1267, 2015.

KOPASKA, J. Drones – A Fisheries Assessment Tool? *Fisheries*, v.39, n.7, p.319-319, 3 jul. 2014.

KÖRNER, C.; PAULSEN, J.; SPEHN, E. M. A definition of mountains and their bioclimatic belts for global comparisons of biodiversity data. *Alpine Botany*, v.121, n.2, p.73-78, 25 out. 2011.

KRISHNAN, P. et al. Comparison of in-situ, aircraft, and satellite land surface temperature measurements over a NOAA Climate Reference Network site. *Remote Sensing of Environment*, v.165, p.249-264, 2015.

LAKSHMI, V.; SUSSKIND, J. Utilization of satellite data in land surface hydrology: sensitivity and assimilation. *Hydrological Processes*, v.15, n.5, p.877-892, 15 abr. 2001.

LAM, D. et al. Beyond the gorge: Palaeoflood reconstruction from slackwater deposits in a range of physiographic settings in subtropical Australia. *Geomorphology*, v.292, p.164-177, set. 2017.

LARA, A. et al. Reconstructing streamflow variation of the Baker River from tree-rings in Northern Patagonia since 1765. *Journal of Hydrology*, v.529, n.P2, p.511-523, out. 2015.

LEGATES, D. R.; McCABE JUNIOR, G. J. Evaluating the use of "goodness--of-fit" Measures in hydrologic and hydroclimatic model validation. *Water Resources Research*, v.35, n.1, p.233-241, jan. 1999.

LI, D. et al. Adequacy of TRMM satellite rainfall data in driving the SWAT modeling of Tiaoxi catchment (Taihu lake basin, China). *Journal of Hydrology*, v.556, p.1139-1152, January 2018.

LI, Z. L. et al. Satellite-derived land surface temperature: Current status and perspectives. *Remote Sensing of Environment*, v.131, p.14-37, 2013.

LIAN, X. et al. Spatiotemporal variations in the difference between satellite--observed daily maximum land surface temperature and station-based daily maximum near-surface air temperature. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, p.2254-2268, 2017.

LIU, T. et al. Late Pleistocene and Holocene palaeoflood events recorded by slackwater deposits in the upper Hanjiang River valley, China. *Journal of Hydrology*, v.529, n.P2, p.499-510, out. 2015.

LONG, N. et al. Monitoring the topography of a dynamic tidal inlet using UAV imagery. *Remote Sensing*, v.8, n.5, p.1-18, 2016.

LOUCKS, D. P. et al. *Water resources systems planning and management*: An introduction to methods, models and applications. Paris: Unesco, 2005.

MAGGIONI, V. et al. A Review of Merged High-Resolution Satellite Precipitation Product Accuracy during the Tropical Rainfall Measuring Mission (TRMM) Era. *Journal of Hydrometeorology*, v.17, n.4, p.1101-1117, 2016.

MEYBECK, M.; GREEN, P.; VÖRÖSMARTY, C. A New Typology for Mountains and Other Relief Classes. *Mountain Research and Development*, v.21, n.1, p.34-45, fev. 2001.

MISHRA, A. K.; COULIBALY, P. Developments in hydrometric network design: A review. *Reviews of Geophysics*, v.47, n.2, p.RG2001, 4 abr. 2009.

_______. Hydrometric network evaluation for Canadian watersheds. *Journal of Hydrology*, v.380, n.3-4, p.420-437, jan. 2010.

MONTGOMERY, D. R.; PIÉGAY, H. Wood in rivers: interactions with channel morphology and processes. *Geomorphology*, v.51, p.1-5, 2003.

NEX, F.; REMONDINO, F. UAV for 3D mapping applications: a review. *Applied Geomatics*, v. 6, n. 1, p. 1–15, 8 mar. 2014.

PAPPAS, C.; PAPALEXIOU, S. M.; KOUTSOYIANNIS, D. A quick gap filling of missing hydrometeorological data. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, v.119, n.15, p.9290-9300, 16 ago. 2014.

PARK, S. et al. Drought monitoring using high resolution soil moisture through multi-sensor satellite data fusion over the Korean peninsula. *Agricultural and Forest Meteorology*, v.237-238, p.257-269, 2017.

PELLETIER, C. et al. Assessing the robustness of Random Forests to map land cover with high resolution satellite image time series over large areas. *Remote Sensing of Environment*, v.187, p.156-168, 2016a.

PELLETIER, C. et al. Effect of Training Class Label Noise on Classification Performances for Land Cover Mapping with Satellite Image Time Series. *Mdpi*, p.1-23, 2016b.

PERKS, M. T.; RUSSELL, A. J.; LARGE, A. R. G. Technical Note: Advances in flash flood monitoring using UAVs. *Hydrology and Earth System Sciences Discussions*, p.1-18, 1 fev. 2016.

PETER, K. D. et al. Soil erosion in gully catchments affected by land-levelling measures in the Souss Basin, Morocco, analysed by rainfall simulation and UAV remote sensing data. *Catena*, v.113, p.24-40, 2014.

PHILIPSON, P. et al. Satellite-based water quality monitoring in Lake Vänern, Sweden. *International Journal of Remote Sensing*, v.37, n.16, p.3938-3960, 2016.

PINEUX, N. et al. Can DEM time series produced by UAV be used to quantify diffuse erosion in an agricultural watershed? *Geomorphology*, v.280, p.122-136, 2016.

RITTER, A.; MUÑOZ-CARPENA, R. Performance evaluation of hydrological models: Statistical significance for reducing subjectivity in goodness--of-fit assessments. *Journal of Hydrology*, v.480, p.33-45, fev. 2013.

ROBERT BRAKENRIDGE, G. et al. Calibration of satellite measurements of river discharge using a global hydrology model. *Journal of Hydrology*, v.475, p.123-136, dez. 2012.

ROE, G. H. Orographic Precipitation. *Annual Review of Earth and Planetary Sciences*, v.33, n.1, p.645-671, 31 maio 2005.

ROSE, L. A. et al. Drivers of atmospheric nitrate processing and export in forested catchments. *Water Resources Research*, v.51, n.2, p.1333-1352, fev. 2015.

ROY, D. P. et al. Landsat-8: Science and product vision for terrestrial global change research. *Remote Sensing of Environment*, v.145, p.154-172, 2014.

ROY, T. et al. Using Satellite-Based Evapotranspiration Estimates to Improve the Structure of a Simple Conceptual Rainfall-Runoff Model. *Hydrology and Earth System Sciences Discussions*, p.1-28, August 2016.

RUIZ-VILLANUEVA, V. et al. Reconstruction of a flash flood with large wood transport and its influence on hazard patterns in an ungauged mountain basin. *Hydrological Processes*, v.27, n.24, p.3424-3437, 2013.

SANDBROOK, C. The social implications of using drones for biodiversity conservation. *Ambio*, v.44, n.4, p.636-647, 2015.

SANTESTEBAN, L. G. et al. High-resolution UAV-based thermal imaging to estimate the instantaneous and seasonal variability of plant water status within a vineyard. *Agricultural Water Management*, v.183, p.49-59, 2016.

SAUCHYN, D. et al. Dendrohydrology in Canada's western interior and applications to water resource management. *Journal of Hydrology*, v.529, p.548-558, out. 2015.

SCHAEFFER, B. A. et al. Barriers to adopting satellite remote sensing for water quality management. *International Journal of Remote Sensing*, v.34, n.21, p.7534-7544, 2013.

SCHMUGGE, T. J. et al. Remote sensing in hydrology. *Advances in Water Resources*, v.25, n.8-12, p.1367-1385, ago. 2002.

SCHOLL, M. A. et al. Cloud water in windward and leeward mountain forests: The stable isotope signature of orographic cloud water. *Water Resources Research*, v.43, n.12, p.n/a-n/a, dez. 2007.

SCHOLL, M.; EUGSTER, W.; BURKARD, R. Understanding the role of fog in forest hydrology: stable isotopes as tools for determining input and partitioning of cloud water in montane forests. *Hydrological Processes*, v.25, n.3, p.353-366, 30 jan. 2011.

SCOBIE, C. A.; HUGENHOLTZ, C. H. Wildlife monitoring with unmanned aerial vehicles: Quantifying distance to auditory detection. *Wildlife Society Bulletin*, v.40, n.4, p.781-785, 2016.

SHAMAN, J.; STIEGLITZ, M.; BURNS, D. Are big basins just the sum of small catchments? *Hydrological Processes*, v.18, n.16, p.3195-3206, nov. 2004.

SILBERSTEIN, R. P. Hydrological models are so good, do we still need data? *Environmental Modelling & Software*, v.21, n.9, p.1340-1352, set. 2006.

SIVAPALAN, M. et al. IAHS Decade on Predictions in Ungauged Basins (PUB), 2003–2012: Shaping an exciting future for the hydrological sciences. *Hydrological Sciences Journal*, v.48, n.6, p.857-880, 2003.

STOFFEL, M. et al. (Ed.). *Tree Rings and Natural Hazards*. Dordrecht: Springer Netherlands, 2010. v.41.

STOFFEL, M.; WYŻGA, B.; MARSTON, R. A. Floods in mountain environments: A synthesis. *Geomorphology*, v.272, p.1-9, nov. 2016.

SUH, J.; CHOI, Y. Mapping hazardous mining-induced sinkhole subsidence using unmanned aerial vehicle (drone) photogrammetry. *Environmental Earth Sciences*, v.76, n.4, p.144, 2017.

TANG, L.; SHAO, G. Drone remote sensing for forestry research and practices. *Journal of Forestry Research*, v.26, n.4, p.791-797, 2015.

TANG, Q. et al. Remote sensing: hydrology. *Progress in Physical Geography*, v.33, n.4, p.490–509, 1 ago. 2009.

TAURO, F.; PETROSELLI, A.; ARCANGELETTI, E. Assessment of drone-based surface flow observations. *Hydrological Processes*, v.30, n.7, p.1114-1130, 30 mar. 2016a.

TAURO, F.; PORFIRI, M.; GRIMALDI, S. Surface flow measurements from drones. *Journal of Hydrology*, v.540, p.240-245, 2016b.

TEI, S. et al. Reconstructed summer Palmer Drought Severity Index since 1850 AD based on δ13C of larch tree rings in eastern Siberia. *Journal of Hydrology*, v.529, n.P2, p.442-448, out. 2015.

THORNDYCRAFT, V. R. et al. A long-term flood discharge record derived from slackwater flood deposits of the Llobregat River, NE Spain. *Journal of Hydrology*, v.313, n.1-2, p.16-31, nov. 2005.

TURNER, D.; LUCIEER, A.; JONG, S. M. DE. Time series analysis of landslide dynamics using an Unmanned Aerial Vehicle (UAV). *Remote Sensing*, v.7, n.2, p.1736-1757, 2015.

UNITED NATIONS. Agenda 21 (United Nations, Ed.)United Nations Conference on Environment and Development. *Anais*... Rio de Janeiro: 1992. Disponível em: <http://www.nanoscalereslett.com/content/4/2/97>

UNITED STATES DEPARTMENT OF AGRICULTURE; NATURAL RESOURCES CONSERVATION SERVICE. Engineering classification of earth materials. In: USDA (Ed.). *National Engineering Handbook*. Washington: USDA, 2012. p.35.

UNITED STATES GEOLOGICAL SURVEY. Identifying and preserving high-water mark data. In: USGS (Ed.). *Applications of Hydraulics*. Reston: USGS, 2016. p.60.

VIVIROLI, D. et al. Mountains of the world, water towers for humanity: Typology, mapping, and global significance. *Water Resources Research*, v.43, n.7, p.n/a-n/a, jul. 2007.

VIVIROLI, D. et al. Climate change and mountain water resources: Overview and recommendations for research, management and policy. *Hydrology and Earth System Sciences*, v.15, n.2, p.471-504, 2011.

VIVIROLI, D.; WEINGARTNER, R. The hydrological significance of mountains: from regional to global scale. *Hydrology and Earth System Sciences*, v.8, n.6, p.1017-1030, 2004.

VIVONI, E. R. et al. Ecohydrology with unmanned aerial vehicles. *Ecosphere*, v.5, n.10, p. art130, 2014.

WEINGARTNER, R.; BARBENA, M.; SPREAFICO, M. Floods in mountain areas – An overview based on examples from Switzerland. *Journal of Hydrology*, v.282, n.1-4, p.10-24, 2003.

WEITBRECHT, V.; KÜHN, G.; JIRKA, G. H. Large Scale PIV Measurements at the Surface of Shallow Water Flows. *Flow Measurement and Instrumentation*, v.13, n.5-6, p.237-245, 2002.

WESTERWEEL, J. Fundamentals of digital particle image velocimetry. *Measurement Science and Technology*, v.8, n.12, p.1379-1392, 1997.

WESTERWEEL, J.; ELSINGA, G. E.; ADRIAN, R. J. Particle Image Velocimetry for Complex and Turbulent Flows. *Annual Review of Fluid Mechanics*, v.45, n.1, p.409-436, 2013.

WOHL, E. *Mountain Rivers Revisited*. [s.l.]: American Geophysical Union, 2013.

_______. The significance of small streams. *Frontiers of Earth Science*, p.1-10, 6 abr. 2017.

WOHL, E.; CHIN, A. Introduction to mountain rivers part I: Watershed scale processes and channel morphology. *Geomorphology*, v.78, n.1-2, p.1-2, ago. 2006.

WOHL, E.; MERRITT, D. M. Reach-scale channel geometry of mountain streams. *Geomorphology*, v.93, n.3-4, p.168-185, jan. 2008.

WORLD METEOROLOGICAL ORGANIZATION. *Guide to hydrological practices: Hydrology – From measurement to hydrological information*. Genève: WMO, 2008. v.1.

_______. *Final report of the Commission for Hydrology Advisory Working Group, Third Session*. Genève: [s.n.]. 2016.

WORLD METEOROLOGICAL ORGANIZATION; UNITED NATIONS EDUCATIONAL SCIENTIFIC AND CULTURAL ORGANIZATION. *International Glossary of Hydrology*. Genève: WMO, 2012.

XIA, H. et al. Subpixel inundation mapping using landsat-8 OLI and UAV data for a wetland region on the zoige plateau, China. *Remote Sensing*, v.9, n.1, p.1-22, 2017.

YANG, Y. et al. Daily Landsat-scale evapotranspiration estimation over a forested landscape in North Carolina, USA using multi-satellite data fusion. *Hydrology and Earth System Sciences Discussions*, p.1-45, June 2016.

ZAMBRANO-BIGIARINI, M. et al. Temporal and spatial evaluation of satellite-based rainfall estimates across the complex topographical and climatic gradients of Chile. *Hydrology and Earth System Sciences Discussions*, p.1-43, 2016.

5
Inteligência artificial em engenharia ambiental: aplicações e oportunidades

José Alexandre Matelli

"I propose to consider the question, 'Can machines think?'"

(Alan Touring, 1912-1954)

"We are learning by bitter experience that the organism which destroys its environment destroys itself."

(Gregory Bateson, 1904-1980)

Introdução

Não é fácil encontrar dois campos do conhecimento tão amplos quanto a Engenharia Ambiental e a Inteligência Artificial (IA). Começando pela última, trata-se de um conjunto de diversas técnicas computacionais que visam compreender e reproduzir as capacidades de raciocínio e de atuação de seres humanos, fazendo que robôs, máquinas ou computadores tenham desempenho funcional e/ou intelectual igual ou superior ao de um ser humano. A IA é classificada em três grandes áreas. A primeira é a IA simbólica, fortemente baseada em lógica (seja ela clássica, não monotônica, seja nebulosa[1]),

1 Muito conhecida também como lógica *fuzzy*, mesmo na literatura em língua portuguesa.

em que se busca emular a capacidade de raciocínio humano pela aquisição, representação e manipulação de conhecimento. As técnicas mais bem-sucedidas nessa área são os Sistemas Baseados em Conhecimento (ou Sistemas Especialistas) e o Raciocínio Baseado em Casos, esse último capaz de gerar aprendizado de máquina. A segunda grande área é a IA conexionista, na qual se busca simular o funcionamento do cérebro biológico ao nível do neurônio, na qual as Redes Neurais (ou Neouronais) são o grande destaque, inclusive na área de aprendizado de máquina. A última área é a IA evolucionista, em que se utilizam mecanismos encontrados na natureza ou em fenômenos naturais como base para busca de soluções ótimas, destacando-se os Algorítmos Genéticos.

Já a Engenharia Ambiental é um ramo da engenharia fortemente multidisciplinar, o que é evidenciado em seus quatro eixos de atuação: ecológico, tecnológico, social e econômico. Os eixos desdobram-se, sem prejuízo da transversalidade, em diversas áreas de atuação, tais como abastecimento e tratamento de água, drenagem e tratamento de águas pluviais e residuais, gestão de resíduos, gestão de recursos hídricos, energia, clima e qualidade do ar, entre muitas outras. Por transversalidade, entenda-se a possibilidade de uma área ser englobada por mais de um eixo. Por exemplo, o chamado nexo alimento-água-energia é composto por diversas e frequentemente complexas relações entre alimentos, recursos hídricos e energéticos (Larcom; Gevelt, 2017) e é um tema que tem sido bastante estudado recentemente (por exemplo, o artigo de revisão de Hamiche et al. (2016)).

O entendimento mais imediato da complexidade do nexo é o uso conflitante de recursos. Por exemplo, o uso de água para geração hidráulica de energia elétrica conflita com o uso da água para abastecimento público, e ambos conflitam com o uso da água para irrigação de lavouras (logo, com produção de alimentos). Também o uso da terra para produção de biocombustíveis conflita com seu uso para produção de alimentos. Mesmo um único aspecto do nexo pode, por si só, apresentar conflitos, como, no caso de alimentos, o uso da terra para pastos ou para plantações.

Os problemas associados ao nexo energia-água não esgotam a complexidade dos problemas em geral enfrentados por engenheiros ambientais, complexidade essa em razão do caráter multidisciplinar dos problemas envolvidos e que justificam a formação desses profissionais (Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho", 2012; Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho" e Faculdade de Ciências e Tecnologia, 1998). Normalmente, as técnicas de IA são aplicadas em problemas de elevada complexidade, em que abordagens sistemáticas e procedurais são impossíveis ou então exigem muitos recursos computacionais. Sendo assim, é natural que a engenharia ambiental seja um campo oportuno para aplicações de IA na resolução de seus problemas.

No presente capítulo são apresentadas e discutidas aplicações de diferentes técnicas de IA em diferentes problemas da engenharia ambiental encontradas na literatura, com destaque para as áreas do nexo energia-água, além de poluição ambiental e gestão de resíduos. O fechamento do capítulo se dá com uma discussão das perspectivas futuras e novas oportunidades para uso da IA em problemas ambientais.

IA e energia

No vulto escuro de uma termelétrica contra um pôr do sol alaranjado, quase vermelho, sobressaem-se imensas colunas de fumaça branca saindo de enormes estruturas parecidas com chaminés.

Essa imagem é um clichê utilizado em reportagens quando se quer ilustrar os impactos ambientais na geração de energia. A provável intenção é fazer o público leigo crer (talvez por ser a crença dos jornalistas, muitas vezes também leigos) que a grande coluna de fumaça branca são os gases de efeito estufa que contribuem para o aquecimento global. Mas a realidade é outra: a maior parte da fumaça branca é apenas o inofensivo vapor d'água que sai das torres de resfriamento. A questão aqui, entretanto, não é a correção técnica da imagem, mas sim a percepção geral da opinião pública de que os

problemas energéticos e ambientais estão intimamente relacionados. Sem surpresa, a literatura científica reflete essas preocupações. O prestigioso *Journal of Cleaner Production* dedicou um volume inteiro a discussões do desenvolvimento de sistemas energéticos limpos e eficientes, assim como a exploração do nexo água-energia em um contexto de gestão de água e tratamento de águas residuais (Duić; Urbaniec; Huisingh, 2015). Antes, havia patrocinado a conferência *The energy challenge*: energy and Environmental Knowledge Week E2KW 2013 (Sáez-Martínez; Mondéjar-Jiménez; Mondéjar--Jiménez, 2015).

No que diz respeito a estudos de sistemas energéticos, a IA tem sido uma ferramenta extensivamente utilizada, seja em atividades de *análise*, seja em de *síntese* desses sistemas. A análise de sistemas energéticos visa, tipicamente, quantificar seu desempenho por meio de índices bem estabelecidos, como eficiência e emissão de poluentes. Já a síntese está associada ao projeto de sistemas, que consiste em estabelecer uma combinação de componentes que atendam um conjunto de requisitos de projeto. Tanto síntese quanto análise de sistemas podem ser conduzidas em um contexto de otimização, ou seja, a busca do melhor desempenho possível (por exemplo, menor emissão de poluentes) sob determinadas condições operacionais ou a busca da melhor configuração possível (por exemplo, menor custo de implantação), condicionadas a determinadas restrições de projeto.

Uma revisão sobre ferramentas de IA aplicadas a projetos de sistemas energéticos híbridos renováveis foi conduzida por Zahraee et al. (2016). A grande dificuldade associada às fontes renováveis é sua forte dependência de condições meteorológicas, tais como vento, irradiação solar e chuva, tornando-as inadequadas para atender isoladamente uma carga em um determinado instante de tempo. Um sistema híbrido, por sua vez, pode trabalhar sinergeticamente, fazendo que uma fonte compense a outra em um dado período. É o caso da energia eólica e hidráulica no Brasil, em que o regime de ventos é mais favorável no período seco entre maio e agosto (Brasil, 2011), enquanto os rios das centrais hidrelétricas apresentam maiores vazão

no restante do ano, associado ao período úmido. O projeto de um sistema energético híbrido renovável é tipicamente associado à otimização da sua estrutura sujeita a restrições como disponibilidade da fonte, disponibilidade da tecnologia, eficiência, custo etc. Em seu trabalho, Zahraee et al. (2016) avaliam superficialmente, apenas em termos de entradas e saídas, alguns pacotes computacionais comercialmente disponíveis, destacando-se HOMER, HYBRID2, HYBRIDS, RET Screen, TRNSYS e IHOGA. A análise mais detalhada é feita por meio de uma revisão abrangente da aplicação de IA no problema de otimização de sistemas energéticos híbridos renováveis, com destaque para os Algorítmos Genéticos, Otimização por Enxame de Partículas e Arrefecimento Simulado (ou *Simulated Annealing*), relegando a Colônia de Formigas a um método promissor. Pode-se notar que os autores enfatizaram métodos do ramo da IA evolucionária, fazendo breves menções a métodos dos ramos simbólico e conexionista. De fato, as técnicas do ramo conexionista não se mostram apropriadas para tarefas de síntese, ao contrário dos métodos simbólicos.

A aplicação de métodos do ramo da IA simbólica na síntese de sistemas energéticos pode ser encontrada nos trabalhos de Matelli (2016) e Silva et al. (2014). No primeiro, o autor apresenta um sistema baseado em conhecimento para projeto de plantas de cogeração a biomassa para geração de energia elétrica e vapor, podendo ser atendidos até cinco processos térmicos diferentes, com diferentes condições de vapor em termos de estado termodinâmico, vazão e perdas no processo. Já em Silva et al. (2014), são apresentados, em detalhes, os desafios e as lições aprendidas durante o desenvolvimento de um sistema especialista de médio porte, em parceria com uma empresa petrolífera e com especialista de reconhecida atuação no mercado de cogeração. O propósito desse sistema é projetar plantas de cogeração a gás natural, considerando acionadores primários e máquinas de refrigeração reais existentes em um banco de dados.

Matelli et al. (2011) apresentam o mesmo problema de projeto de plantas de cogeração a gás natural, mas abordado a partir de raciocínio baseado em casos. Demonstrou-se um protótipo cuja principal

característica é a capacidade de aprender a partir da própria experiência, mas cuja capacidade de resolução é fortemente dependente da base de casos. Raciocínio baseado em casos tem sido utilizado em projeto de sistemas químicos, que guardam muita semelhança com o projeto de sistemas energéticos. A necessidade de se inovar processos químicos motivou Robles et al. (2009) a utilizar da Teoria de Solução Inventiva de Problemas mediante raciocínio baseado em casos, gerando uma ferramenta que acelera o projeto de sistemas desse tipo. Já Botar-Jid et al. (2010) reconhecem que o projeto de um reator de fluxo reverso requer conhecimento sobre a influência das condições de operação no desempenho global do processo, além de exigir conhecimento sobre o comportamento do reator, operação do processo e valores ótimos de parâmetros do sistema, tornando o problema adequado para abordagem via raciocínio baseado em casos.

A análise, especialmente a otimização, de sistemas energéticos é dominada pelo ramo da IA evolutiva. Os algoritmos genéticos são amplamente aceitos na otimização desses sistemas, em especial quando se trata de otimização multiobjetivo (Ganjehkaviri et al., 2017). Seu uso, no entanto, não se limita à otimização do sistema energético em si, como demonstraram Acuña et al. (2017) ao proporem um novo indicador associado à confiabilidade de um sistema híbrido eólico-fotovoltaico. O indicador proposto é baseado na mínima energia horária obtida a partir de um modelo probabilístico de distribuição de vento e insolação, e esse ponto de mínimo é obtido pelo algoritmo genético.

Outras técnicas da IA evolutiva empregadas em otimização de sistemas energéticos são o arrefecimento simulado, a colônia de formigas e o enxame de partículas. A técnica do arrefecimento simulado (*simulated annealing*) foi utilizada por Maleki et al. (2016) para determinar o menor custo de ciclo de vida de um sistema híbrido renovável composto de turbinas eólicas, painéis fotovoltaicos e células-combustível. Já Li et al. (2016) propõem o uso da colônia de formigas para otimização multiobjetivo de microrredes isoladas, em um contexto de geração distribuída, em que um dos objetivos era minimizar a emissão dos gases poluentes CO_2, SO_2 e NO_X.

O enxame de partículas parece ser o método de IA evolutiva mais popular depois dos algoritmos genéticos, especialmente quando empregados na otimização de sistemas energéticos híbridos, como nos trabalhos de Azaza e Wallin (2017), Ghaem Sigarchian et al. (2016) e Upadhyay e Sharma (2015). A propósito da comparação com algoritmos genéticos, talvez se possa vislumbrar que o enxame de partículas se torne o método mais popular em breve, já que Clarke et al. (2014) compararam as duas técnicas em um problema de otimização de uma planta geotérmica, e concluíram que o enxame de partículas alcança soluções mais próximas de ótimos conhecidos com menor custo computacional.

Além dos problemas de análise e síntese de sistemas, a IA tem sido aplicada, também, em outros tipos de problemas energéticos que, em maior ou menor grau, se relacionam com a engenharia ambiental. Nesse contexto há mais espaço para a IA conexionista, com as redes neurais sendo aplicadas com sucesso tanto em controle de sistemas como em previsão de desempenho de tecnologias renováveis que dependem de fontes estocásticas (vento e irradiação solar). Para controle de sistemas energéticos, pode-se citar o trabalho de Karabacak e Cetin (2014), em que os autores revisaram a aplicação de redes neurais para o controle de sistemas híbridos eólico-fotovoltaico. Já no que diz respeito à previsão de desempenho de sistemas eólicos, destaca-se a revisão de Ata (2015), que se estende também para aplicações de controle e avaliação. A flutuação da velocidade do vento é tratada com redes neurais no trabalho de Petković et al. (2017), assim como Yaïci e Entchev (2016) propuseram o uso de redes neurais para prever o desempenho de um sistema energético solar.

Raciocínio baseado em casos também tem sido utilizado em problemas, além de análise e síntese de sistemas, como o sistema para suporte a decisão desenvolvido por Marques e Neves-Silva (2015). A abordagem dos autores visa dar apoio a usuários industriais na seleção da melhor alternativa que assegure a minimização do consumo de energia no processo produtivo, bem como para dar apoio à participação dos usuários no mercado de emissões. Já Cheng e Ma (2015) propõem o uso de raciocínio baseado em casos para sugerir

linhas de crédito e tecnologias verdes de construção, para a obtenção da certificação internacional "Leadership in Energy and Environmental Design" (LEED). Curioso notar que os autores utilizaram redes neurais também como forma de auxiliar uma das etapas do raciocínio baseado em casos, gerando uma solução híbrida.

Pode-se notar que, pela variedade de problemas e complexidade, a área de energia é rica em oportunidades para aplicação de IA. Em um contexto multidisciplinar, como aquele no qual os engenheiros ambientais estão inseridos, as oportunidades tendem a ser ainda maiores. A seguir, investigam-se as oportunidades de aplicação de IA a problemas relacionados a água, de modo abrangente.

IA e água

A energia, aquela não contida em alimentos, não é um recurso indispensável para a sobrevivência de um ser humano, embora seja fundamental para mover um sistema econômico que deve, idealmente, tornar sua vida muito mais fácil, segura e confortável. Já a energia contida em alimentos não pode ser dispensada por ser humano algum, que não sobrevive mais do que oito semanas, em média, sem comer. A água é ainda mais essencial, fazendo que uma pessoa privada de hidratação venha a morrer entre três e cinco dias. Além disso, sistemas econômicos são fortemente dependentes do acesso a água, seja como via de escoamento de produção, como matéria-prima, seja como meio de geração de energia. Sendo um recurso tão valioso quanto indispensável, não é de estranhar que já haja conflitos por acesso a água potável (Gleick, 1993; Johnson, 2014), revelando, dentre outras coisas, sua escassez.

A poluição dos recursos hídricos é o aspecto mais evidente, embora não único, de falha na (ou inexistência de) gestão desses recursos, seja por agentes públicos, seja por agentes privados. A gestão de recursos hídricos envolve o planejamento, a distribuição e a administração da água, e as técnicas de IA são apropriadas para dar suporte a essas atividades. Um sistema especialista para suporte

à decisão para controle de poluição da água é apresentado por Cheng et al. (2003). Os potenciais usuários do sistema são departamentos municipais de gestão ambiental. O sistema é construído com base na premissa de que a qualidade da água é relacionada não só com as condições ambientais do município, mas também com seus sistemas econômico e social. De fato, o sistema é capaz de analisar as relações entre poluição industrial de água e as atividades econômicas das indústrias locais, tendo sido aplicado por uma agência de proteção ambiental de um município da bacia do Rio Amarelo, na China.

Para Hernández-del-Olmo et al. (2012), um dos principais problemas em controle e automação de plantas de tratamentos de águas residuais aparece quando os sistemas de controle não respondem apropriadamente por causa de mudanças na vazão ou na carga de efluentes. Um sistema especialista poderia contornar esse problema, supervisionando a planta 24 horas por dia; para isso, seria necessário previamente adquirir, representar, implementar e validar conhecimento mediante entrevistas com operadores e/ou análise de dados armazenados nos bancos de dado do sistema. Porém, cientes da virtual impossibilidade de aprendizado de um sistema especialista, os autores propõem um agente autônomo que aprende diretamente a partir da interação com a planta de tratamento, e que opera considerando mudanças circunstanciais. Desse modo, o conhecimento emergiria da interação do agente com a planta. Os autores aplicaram o agente no processo de remoção de N-amônia em uma planta simulada bem estabelecida, chamada BSM1.

Cărbureanu e Oprea (2013) argumentam que novas legislações e o potencial uso de águas residuais como fonte de energia renovável são os desafios atuais para aumentar a eficiência do tratamento dessas águas. Nesse contexto, é importante fornecer uma avaliação competente do desempenho dos processos de tratamento de águas residuais, baseadas em conhecimento obtido da evolução de parâmetros monitorados. As autoras apresentam um estudo de caso do tratamento de águas residuais em refinarias de petróleo, em que desenvolvem e aplicam uma ferramenta que combina rede neurais com lógica *fuzzy* para avaliar o desempenho do tratamento.

Uma abordagem *fuzzy* também foi utilizada por Li et al. (2016) para propor um índice avançado de poluição de água baseado em um sistema de inferência *fuzzy* e índice de poluição de água. Esse método fornece uma classificação completa de qualidade da água e descreve a situação da qualidade da água em termos quantitativos, o que é conveniente quando se compara a qualidade da água com mesma classificação. Os autores utilizaram o método para avaliar a qualidade da água do Rio Qu em Sichuan, China, a partir de dados coletados de estações de monitoramento entre 2006 e 2010. Os resultados obtidos mostram uma tendência de queda na qualidade, sendo 2010 o pior ano. Na seção do rio que passa por Nanbashequ, a qualidade foi considerada péssima.

Oliva-Felipe et al. (2017) propõem uma ontologia explícita e computacionalmente implementável para facilitar a gestão de recursos hídricos urbanos inseridos em uma dada bacia hidrográfica. A ontologia, chamada WaWO+, provê um conjunto de conceitos que são questionados, anunciados e utilizados para suportar raciocínio sobre gestão de recursos hídricos urbanos em cenários complexos, tais como uma bacia hidrográfica. A ontologia proposta deve contribuir para aumentar a eficiência nas operações entre dados e conhecimento e na integração entre fontes de dados heterogêneas (por exemplo, agentes).

Além do controle da poluição, a previsão de eventos relacionados à água é de fundamental interesse na gestão de recursos hídricos, sendo também uma área oportuna para aplicação de IA. Brentan et al. (2017) apresentam um modelo híbrido de regressão linear para previsão *quase* em tempo real da demanda de água em centros urbanos. O modelo utiliza o conceito de máquina de vetores de suporte, que é um conjunto de métodos de aprendizado supervisionado para análise de dados e reconhecimento de padrões tipicamente associado à *machine learning.*[2] Os autores argumentam que essa é uma das melhores alternativas para aprendizado de máquina para previsão de

2 Pode ser traduzida por aprendizado de máquina. No entanto, por sua recente e rapidíssima popularização, optou-se por manter o termo original.

demanda de água em curto prazo. O modelo utiliza ainda uma série temporal de Fourier para melhorar os resultados da regressão obtida pela máquina de vetores de suporte, pois a série permite capturar outras características periódicas das variáveis consideradas. O modelo híbrido foi validado por meio de dados de demanda de água da concessionária de Franca, SP.

A operação de reservatórios de água depende de previsões confiáveis do seu nível a partir das vazões de todos os seus afluentes. Seo et al. (2015) desenvolveram e aplicaram dois modelos híbridos para previsão diária do nível de um reservatório, e investigaram também a sua precisão. O primeiro modelo híbrido combina a transformada wavelet[3] com uma rede neural (WANN); o segundo, combina a transformada wavelet com um sistema de inferência adaptativo neuro-*fuzzy* (WANFIS). Com base em índices estatísticos de desempenho, os autores concluíram que os modelos combinados com a transformada *wavelet* WANN e WANFIS apresentaram melhor desempenho do que os respectivos modelos puros ANN e ANFIS, e os modelos híbridos *wavelet*-IA são úteis para previsões precisas do nível diário de reservatórios e são mais eficientes que os modelos convencionais. A propósito de modelos híbridos *wavelet*-IA, Nourani et al. (2014) apresentam uma revisão abrangente dessas aplicações em hidrologia.

Previsão de níveis freáticos é ainda mais desafiadora, segundo Nourani e Mousavi (2016), pois as incertezas dos parâmetros de campo, o ruído dos dados observados e as condições de contorno desconhecidas envolvidas na série temporal do nível dos lençóis limitam sua modelagem e simulação. Assim, os autores propõem um modelo híbrido IA-sem malha para modelagem espaçotemporal do nível de lençóis freáticos. Primeiramente, o ruído dos dados dos piezômetros foi tratado usando *wavelets*, e o impacto dos dados

---

3 A transformada *wavelet* "[...] localiza uma função no espaço e na escala, possuindo propriedades características comparáveis à transformada de Fourier. A transformação se baseia na matriz *wavelet*, que pode ser computada mais rapidamente do que sua análoga matriz de Fourier" (Disponível em: <http://mathworld.wolfram.com/WaveletTransform.html>, tradução livre do autor).

tratados e não tratados foram comparados em um modelo temporal do nível freático através de uma rede neural (ANN) e de um sistema de inferência adaptativo neuro-*fuzzy* (ANFIS). Posteriormente, a ANN e o ANFIS foram calibrados e verificados com dados dos piezômetros, de precipitação e de escoamento superficial, considerando vários cenários para prever o nível freático com um mês de antecedência. Por último, os resultados obtidos no passo anterior são considerados condições interiores da Função de Base Radial (RBF) multiquadrática para a resolução das equações diferenciais parciais que modelam o escoamento do lençol, obtendo, assim, o nível do lençol em qualquer ponto e instante. Os resultados mostram que a abordagem com tratamento de ruído melhora em até 13% o desempenho do modelo, sendo que a precisão do ANFIS-RBF foi melhor do que a ANN-RBF.

A poluição de águas subterrâneas é também oportuna para aplicação de IA. Um modelo baseado em lógica *fuzzy* e outro em redes neurais foram desenvolvidos por Bagheri et al. (2017) para simular a penetração de lixívia em águas subterrâneas sob aterros de lixo. A etapa de treinamento dos modelos apresentou mais de 70 correspondências perfeitas entre valores observados e modelados. Os modelos inteligentes puderam discernir a relação entre a concentração de lixívia em uma dada profundidade e a concentração na água. A análise dos contaminantes mostraram que molibdênio, sódio e Demanda Química de Oxigênio (DQO) são as variáveis mais importantes na simulação da penetração da lixívia nos lençóis da área estudada. Foi observado que metais pesados devem ser monitorados cuidadosamente quando lixívia penetra na água subterrânea.

Para Chang e Wang (2013), a ocorrência de secas se torna um desafio à gestão eficiente de recursos hídricos, em que se busca maximizar o bem-estar econômico e social sob grandes incertezas hidrometeorológicas. Os autores reconhecem que técnicas de IA são apropriadas para abordar problemas dessa complexidade e propõem um esquema sistemático de alocação de água que integra análise de sistemas com inteligência artificial. Mais especificamente, dados hidrológicos de longo prazo são utilizados para se obter diagramas

de avaliação. Os diagramas fornecem uma perspectiva clara de todas as possíveis condições de seca e respectivos períodos de escassez. Com isso, redes neurais são configuradas para aprender as associações entre eventos e consequências para estimar níveis de déficit hídrico sob várias condições hidrológicas. Um sistema adaptativo de inferência neuro-fuzzy é usado para construir o mecanismo entre entradas projetadas e resultados simulados. A alocação de água no reservatório Shihmen, no norte de Taiwan, é usada como estudo de caso, com o sistema recomendando diferentes estratégias em função da severidade da seca.

Yassin et al. (2016) comparam oito modelos diferentes de redes neurais com oito modelos diferentes de algoritmos genéticos para estimar a evapotranspiração de referência em clima árido. Dados climáticos diários foram coletados em treze estações meteorológicas entre 1980 e 2010. Cerca de 65% dos dados disponíveis foram utilizados no treinamento das redes neurais e dos algoritmos genéticos. Os dados restantes foram usados para testes, enquanto o modelo generalizado Pennan-Monteith foi usado como referência para se estabelecer valores de evapotranspiração. A validação espacial dos modelos foi feita a partir de dados de outras seis estações meteorológicas. Os resultados obtidos pelas redes neurais foram ligeiramente mais precisos do que os obtidos pelos algoritmos genéticos.

Um sistema inteligente baseado em redes neurais para previsão de enchentes foi desenvolvido por Krzhizhanovskaya et al. (2011). O sistema monitora continuamente uma rede de sensores instalados em estruturas de defesa contra enchentes, tais como diques, barragens e aterros. Se sinais anormais forem detectados, o sistema calcula a probabilidade de falha da estrutura de defesa e simula possíveis cenários de rompimento da estrutura e de propagação da enchente. Os resultados da simulação são utilizados em um sistema para suporte à decisão, projetado para auxiliar os gestores das estruturas e autoridades do município a tomar decisões bem fundamentadas, seja em casos de emergência, seja em casos de avaliações de rotina da qualidade das estruturas. Mediante o treinamento da rede neural com sinais relacionados com instabilidades das estruturas,

o sistema torna-se capaz de prever a ocorrência de falha. Como é esperado, a capacidade de previsão depende do quão bem treinada foi a rede neural.

Pode-se concluir que os problemas de gestão de recursos hídricos, assim como os problemas de gestão em geral apresentam muitas oportunidades de aplicação de técnicas de IA. Ao contrário das aplicações em energia, em que prevalecem técnicas simbólicas e evolucionistas, na gestão de recursos hídricos as técnicas conexionistas se destacam, em parte porque em muitos dos problemas a variável tempo é um complicador. Tendo investigado a aplicação de IA em problemas de água e energia isoladamente, a seguir investigam-se as oportunidades de aplicação de IA em problemas integrados de energia e água, ou nexo energia-água.

IA e o nexo energia-água

A definição do nexo energia-água de Lubega e Farid (2014, p.142) é "[...] um sistema de sistemas, composto de um sistema de infraestrutura com os artefatos necessários para descrever uma cadeia completa de valor da energia e outro sistema de infraestrutura com os artefatos necessários para descrever uma cadeia completa de valor da água". A Política Nacional de Recursos Hídricos (PNRH) (Brasil, 1997), em seu artigo primeiro, dispõe como segue:

> Art. 1º A Política Nacional de Recursos Hídricos baseia-se nos seguintes fundamentos:
>
> I. a água é um bem de domínio público;
>
> II. a água é um recurso natural limitado, dotado de valor econômico;
>
> III. em situações de escassez, o uso prioritário dos recursos hídricos é o consumo humano e a dessedentação de animais;
>
> IV. a gestão dos recursos hídricos deve sempre proporcionar o uso múltiplo das águas;

V. a bacia hidrográfica é a unidade territorial para implementação da Política Nacional de Recursos Hídricos e atuação do Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos;

VI. a gestão dos recursos hídricos deve ser descentralizada e contar com a participação do Poder Público, dos usuários e das comunidades.

A definição de Lubega e Farid (2014), juntamente com o disposto na PNRH e com a imagem de um grande volume de água represado em uma usina hidrelétrica ilustram bem o conceito do nexo energia-água.

A natureza integrada do nexo energia-água torna muito complexa a tomada de decisão em razão das nem sempre claras interrelações e balanços entre energia e água. Porém, a atenção dada aos problemas do nexo energia-água é ainda recente. Mannschatz et al. (2016) catalogaram 73 ferramentas de modelagem integrada para apoio à tomada de decisão, que cobrem certas escalas espaciais e temporais e são baseadas em diferentes modelos matemáticos para descrição das relações entre processos. Nenhuma delas, porém, faz extensivo uso de IA.

Um problema de pequena escala que envolve o nexo água-energia são os telhados verdes, que oferecem uma alternativa de resfriamento passivo de ambientes, contribuindo com a redução do consumo de energia elétrica de condicionadores de ar. Por outro lado, telhados verdes requerem água para irrigação. Para Tsang e Jim (2016), a irrigação de telhados verdes pode gerar muito desperdício quando se usam protocolos convencionais de gestão de irrigação. A abordagem convencional usa dados de sensores meteorológicos e de solo para calcular a necessidade de água, o que não é prático nem competitivo em termos de custos. Assim, os autores propõem um modelo de lógica *fuzzy* e redes neurais que usa dados meteorológicos para simular mudanças na umidade do solo e desenvolver uma estratégia ótima de irrigação. A rede neural é treinada para prever a umidade do solo com base na temperatura do ar, umidade relativa, irradiação solar e velocidade do vento, enquanto a rede neural *fuzzy*

determina o tempo de irrigação e o volume de água requerido. Comparado com o protocolo convencional, o modelo inteligente proposto pode reduzir em até 20% o consumo de água.

Um modelo de tomada de decisão em dois níveis decisórios envolvendo o balanceamento de concessões entre os níveis no nexo energia-água é apresentado por Zhang e Vesselinov (2016). De acordo com os autores, a gestão do nexo energia-água envolve diversos agentes que tomam decisões, com diferentes objetivos e perspectivas frequentemente conflitantes. A autoridade dos agentes pode variar, assim como o controle que eles têm sobre as decisões e os objetivos de gestão. Um sistema interativo *fuzzy* é desenvolvido para buscar uma solução ótima que satisfaça os objetivos de cada nível decisório, e ambos estão sujeitos às mesmas restrições. O sistema foi aplicado a um caso hipotético, tendo sido geradas soluções ótimas para geração de energia elétrica, fornecimento de combustível, fornecimento de água (subterrânea, superficial e reciclada), capacidade de expansão das usinas e controle de emissões de gases de efeito estufa.

Helmbrecht et al. (2017) apresentam uma ferramenta chamada *Smart Solution* para suporte à decisão na gestão sustentável de sistemas de produção e distribuição de água. A ferramenta pode ser aplicada tanto em redes com sistemas avançados de medição, que geram grandes quantidades de dados, como também em redes de distribuição mais simples, com poucos dados disponíveis, em que o conhecimento dos operadores tem um papel importante. A ferramenta combina fatores-chave de consumo de energia e fornecimento de água, e trabalha com técnicas de aprendizado de máquina, baseadas em reconhecimento de padrões e representação de conhecimento na forma de regras.

Como se nota, na revisão da literatura feita para a presente seção foram encontrados poucos trabalhos em que problemas do nexo sejam abordados a partir de IA. Existem, porém, trabalhos com uma abordagem de otimização tradicional (Cherchi et al., 2015; Jornada; Leon, 2016; Khan et al., 2018; Parkinson et al., 2018), o que indica haver espaço para o enfoque da IA evolutiva como alternativa à programação linear na busca por soluções ótimas,

tais como algoritmos genéticos e enxame de partículas. Tendo em mente, ainda, que o apoio à tomada de decisão é uma das aplicações mais adequadas e bem-sucedidas da IA (Tweedale, 2014), pode-se concluir que há também muitas oportunidades a serem exploradas para aplicação dos enfoques simbólicos e conexionistas da IA nesta classe de problemas.

IA e poluição ambiental

A Organização das Nações Unidas define poluição como "a presença de substâncias ou calor no meio ambiente (ar, água, terra) cuja natureza, localização ou quantidade produzem efeitos ambientais indesejáveis"[4] (United Nations Statistics Division, 2016). Em grandes centros urbanos, a forma de poluição mais evidente talvez seja a atmosférica. Especialmente em meses frios, existem condições propícias para o fenômeno da inversão térmica, em que a dispersão de poluentes do ar próximo ao solo fica prejudicada, aumentando a sua concentração.

A forma menos evidente de poluição, mas nem por isso menos percebida, é o calor. Uma das principais variáveis biofísicas obtidas a partir de imagens de sensoriamento remoto é a Temperatura da Superfície Terrestre (TST), que pode apresentar diversas escalas (local, regional e até global). Entretanto, Moosavi et al. (2015) alertam que a obtenção da TST a partir de imagens térmicas em infravermelho é limitada em razão das limitações técnicas dos sensores térmicos atuais. Assim, os autores propõem o desenvolvimento de um modelo para fusão de dados térmicos em alta resolução (espacial e temporal). O modelo se baseia em uma abordagem híbrida *wavelet*-IA para produzir dados de TST na resolução espacial das bandas térmicas do Landsat 8. As técnicas de IA consideradas são a rede neural artificial, a rede neural adaptativa com inferência *fuzzy* e a máquina de vetores de suporte. Um estudo de caso foi conduzido para prever a

4 Tradução livre do autor.

TST em seis dias diferentes entre março e agosto de 2014, na província do Azerbaijão Oriental, Irã. Os resultados indicam uma acurácia do modelo entre 0,47 K e 1,93 K na previsão da TST.

No que diz respeito à água, a poluição por metais pesados é uma grande preocupação pela severa toxidade causada aos organismos vivos. Em razão do grande aumento da produção mundial no século XX, governos impuseram legislações muito restritas para os íons níquel bivalente (NiII) e cádmio bivalente (CdII). Entre as técnicas para remoção desses íons metálicos da água está a bioabsorção. Fawzy et al. (2016) conduziram um estudo para examinar o uso da *Typha domingensis* como bioabsorvente de NiII e CdII em solução aquosa, e usaram uma rede neural adaptativa com inferência *fuzzy* para determinar os parâmetros que mais influenciam o processo de bioabsorção. Os resultados obtidos pela rede neural indicam que, no caso do NiII, os parâmetros mais influentes na eficiência de absorção são, pela ordem: concentração do íon, tempo de contato, pH, dosagem de bioabsorvente e tamanho da partícula; no caso do CdII, a ordem de influência dos parâmetros é: pH, concentração do íon, tempo de contato, tamanho da partícula e dosagem de bioabsorvente.

Embora seja fundamental para proteger a Terra dos raios UV nas camadas atmosféricas de elevada altitude, o ozônio é um poluente muito perigoso quando encontrado ao nível do solo. Por essa razão, governos estabelecem limites máximos de concentração de ozônio em áreas urbanas. Com o propósito de prever a concentração deste poluente, Gong e Ordieres-Meré (2016) criaram diversos classificadores de dados com base em diferentes técnicas de IA. O problema do desbalanceamento de dados é abordado com diferentes métodos de pré-processamento (subamostragem, sobreamostragem e sobreamostragem sintética), e os métodos de IA são utilizados para melhorar a precisão dos classificadores. Os resultados mostram que a combinação dos métodos de pós-processamento com os métodos de IA pode efetivamente prever se a concentração do ozônio excederá os limites legais.

Inúmeros estudos puramente estatísticos comprovam a existência de correlação entre concentração de poluentes e ocorrência de

doenças respiratórias e cardiovasculares. Métodos de IA baseados em lógica *fuzzy* têm sido usados recentemente com o mesmo propósito, com a vantagem de, segundo Coutinho et al. (2015), poderem ser posteriormente integrados a um sistema especialista para auxiliar gestores públicos na avaliação do risco de internações em função dos poluentes do ar. Nesse contexto, Coutinho et al. (2015) propuseram um modelo *fuzzy* para prever o tempo médio de internações por doenças cardiovasculares relacionadas à exposição de poluentes do ar em São José dos Campos (SP) durante o ano de 2009. As variáveis de entrada do modelo são as concentrações de material particulado e dióxido de enxofre, temperatura e velocidade do vento, com duas funções de pertinência cada. A variável de saída é o tempo médio de internações com seis funções de pertinência. O tempo médio fornecido pelo modelo foi comparado aos dados reais segundo defasagens de 0 a 4 dias, e teve sua acurácia avaliada pela curva COR.[5] Foram registradas 1119 internações com o tempo médio de 7,9 dias (Desvio padrão = 4,9). Os dados fornecidos mostraram significativa correlação com os dados reais, segundo as defasagens consideradas. O poluente que mostrou melhor acurácia foi o dióxido de enxofre.

Ciclos térmicos para geração de energia são tidos como um dos maiores responsáveis pela emissão de poluentes atmosféricos, especialmente de óxidos nitrosos (NO_X). Nesse sentido, Deb et al. (2016) propõem o uso de rede neural artificial para prever o desempenho e emissões de um motor de combustão interna dual hidrogênio-diesel, tendo caracterizado as emissões de NO_X, hidrocarbonetos não queimados, CO_2 e fuligem. De modo semelhante, Tunckaya e Koklukaya (2015) propõem o uso de rede neural artificial para a previsão de emissões de uma termelétrica a carvão de 180 MW, na Turquia.

Incêndios florestais são grandes fontes de poluição do ar. Bui et al. (2017) propõem uma nova abordagem combinada de redes neurais *fuzzy* com otimização por enxame de partículas para modelar a suscetibilidade a incêndios florestais em uma área tropical. O

---

5 Curva de Operação do Receptor, muito difundida também em seu acrônimo original como curva Receiver Operating Characteristic (ROC)

sistema de inferência neuro-*fuzzy* é usado para estabelecer o modelo de incêndio, enquanto o enxame de partículas é usado para avaliar os melhores valores para os parâmetros do modelo. Os autores escolheram a floresta tropical de Lam Dond, no Vietnã, como estudo de caso, e construíram uma base em Sistema de Informações Geográficas (SIG) para validar a abordagem proposta. O modelo teve bom desempenho tanto no conjunto de treino como no de validação. Foi também comparado com duas outras técnicas de *machine learning* (máquina de suporte de vetores e *random decision forests*[6]), tendo apresentado melhor desempenho que ambas.

Assim como nos problemas do nexo energia-água, encontraram-se poucos trabalhos na literatura em que problemas associados à poluição fossem abordados a partir de IA. Porém, dado o risco que representam para a saúde pública, a necessidade de se prever concentrações de poluentes e de se gerir a saúde pública a partir desse conhecimento abre espaço para a aplicação de IA, como apontado por Coutinho et al. (2015), especialmente os ramos simbólico (gestão e previsão) e conexionista (previsão).

IA e gestão de resíduos

Um dos problemas de gestão pública mais complexos enfrentados atualmente em grandes centros urbanos é a destinação dos resíduos sólidos, já que, segundo Balcazar et al. (2013), envolve aspectos logísticos, ambientais, energéticos e de segurança. A Política Nacional de Resíduos Sólidos (Brasil, 2010) é um avanço na gestão dos resíduos no Brasil, sendo um dos seus objetivos a substituição de "lixões" por aterros sanitários.

O problema de se prever a geração de resíduos sólidos é um dos mais abordados por técnicas de IA. Abbasi e Hanandeh (2016) desenvolveram quatro modelos de *machine learning* para previsão da

6 Pode-se encontrar traduzido como floresta aleatória. Por não ser uma tradução consagrada, preferiu-se manter o termo original.

geração de resíduos com vistas ao apoio à sua gestão. Os modelos são Máquina de Suporte de Vetores (SVM), sistema de inferência adaptativo neuro-*fuzzy* (ANFIS), rede neural artificial (ANN) e *k-nearest neighbors*[7] (kNN), todos testados para prever a geração mensal de resíduos na região de Logan City, em Queensland, Austrália. Os resultados sugerem que o modelo ANFIS foi mais preciso em prever picos de geração, enquanto o kNN foi mais bem-sucedido na previsão da geração média mensal.

A previsão de geração de resíduos em países em desenvolvimento é ainda mais desafiadora, pois é correlacionada com fatores econômicos, sociais e demográficos, que são muito variáveis nestes países. Younes et al. (2016) desenvolveram um sistema modificado de inferência adaptativa neuro-*fuzzy* (MANFIS) com o objetivo de minimizar a demanda de terreno para a implantação de aterros sanitários na Malásia. O MANFIS contempla a visão malaia para a disposição de resíduos no ano de 2020, e os resultados sugerem uma redução de até 43% na área requerida para aterros.

A alocação de terreno para implantar novos aterros também é um problema abordado por Al-Jarrah e Abu-Qdais (2006), mas com o propósito de classificar os locais disponíveis numa escala de 0 a 100, em que 100 representa o local mais apropriado. Os autores propõem um sistema especialista híbrido com inferência *fuzzy*, cuja base de conhecimento inclui fatores como topografia, geologia, recursos naturais, aspectos socioculturais, segurança e economia. O sistema pondera esses fatores automaticamente. Especialistas em projeto de aterros foram consultados para validar o sistema. A classificação dada pelo sistema e pelos especialistas coincidiu em 90% das vezes.

Alternativas para minimizar ou mesmo evitar o uso de aterros sanitários têm sido consideradas, como tecnologias *waste-to-energy*, incluindo cogeração e gaseificação. A primeira consiste, em grande parte, de plantas termelétricas cujo combustível é o próprio resíduo ou biogás obtido da digestão dos resíduos em aterros e/ou

---

7 Algo como os "k-vizinhos mais próximos". Não há tradução consagrada em português.

digestores. Nesse caso, as técnicas de IA para síntese de sistemas energéticos abordadas antes se aplicariam integralmente. O fato de não terem sido encontrados trabalhos a esse respeito é um claro indício de tema de pesquisa em aberto. Já com relação à gaseificação de resíduos, pelo menos um trabalho foi encontrado, em que Pandey et al. (2016) propuseram uma rede neural artificial para prever o poder calorífico inferior do gás e do alcatrão em um reator de leito fluidizado. Os autores apresentaram um estudo detalhado do treinamento da rede, e concluíram que ela é capaz de prever adequadamente o desempenho do gaseificador.

A gestão de resíduos mais específicos também é abordada por meio de IA. A melhoria da coleta de resíduos elétricos e eletrônicos por meio de IA é estudada por Król et al. (2016). Os autores propõem um aplicativo em que os moradores agendam a retirada do resíduo, ao mesmo tempo em que o sistema aloca veículos e funcionários da empresa coletora para fazer a coleta. O aplicativo também otimiza a rota dos veículos de coleta, de modo a minimizar o trajeto e o número de veículos necessários (e os custos operacionais, por consequência). A otimização do número de veículos e suas rotas é feita por algoritmo genético, enquanto um sistema *fuzzy* processa a satisfação dos residentes com o serviço. A operação do aplicativo foi apresentada como um estudo de caso na cidade de Tychy, Polônia.

Por recomendação da Organização Mundial de Saúde, resíduos hospitalares devem ser tratados com cuidados especiais, e alguns desses resíduos são amplamente reconhecidos como os mais potencialmente perigosos dentre aqueles gerados em uma comunidade. Sendo assim, a previsão da geração desses resíduos é de grande interesse tanto para gestores hospitalares quanto públicos. A partir desse princípio, Jahandideh et al. (2009) utilizaram dois modelos de previsão de geração de resíduos hospitalares: um baseado em regressão linear múltipla e outro em rede neural. O desempenho dos modelos foi validado a partir de dados disponíveis de 50 hospitais da província de Fars, Irã. Os resultados da regressão linear múltipla foram ruins, tendo apresentado baixa capacidade de previsão. Já a rede neural, por sua vez, apresentou resultados bem melhores,

atestados por critérios estatísticos que garantem boa concordância com os dados. Os autores atribuem o melhor desempenho da rede neural à sua capacidade de relacionar variáveis independentes com as dependentes de modo não linear.

Considerações finais

Tentar vislumbrar tendências sobre alguma área é sempre difícil, sendo ainda mais complexo em relação à inteligência artificial. Talvez pelo fascínio amplificado por obras de ficção científica ao longo da história, a IA sempre foi uma área pródiga em previsões impactantes. Isso causa certa dificuldade em separar estudos sérios sobre tendências e desdobramentos futuros daqueles mais pretenciosos em fazer previsões ambiciosas, mesmo na literatura científica especializada. Ainda assim, apresentou-se neste capítulo uma tentativa a este respeito, a partir de uma extensiva revisão da literatura.

Na Tabela 1 são sumarizados os usos de diferentes técnicas de IA encontrados na revisão, organizados por técnicas e áreas da engenharia ambiental. Os números não se referem à quantidade de artigos de cada técnica em cada área, mas ao número de menções feitas a cada técnica. A razão para tal é que existem diversos trabalhos em que a abordagem é híbrida. Assim, um trabalho que use, por exemplo, um sistema adaptativo de inferência neuro-*fuzzy* é classificado como sendo baseado em lógica fuzzy (ramo simbólico) e rede neural (ramo conexionista).

Com relação aos ramos da IA, 43,5% das menções foram feitas para o ramo simbólico, cuja técnica mais utilizada foi a lógica *fuzzy*. O ramo conexionista, centrado na técnica de redes neurais, teve 37,1% das menções, enquanto o ramo evolutivo teve os restantes 19,4%, com os algoritmos genéticos e o enxame de partículas sendo as técnicas mais utilizadas.

Sabendo que as técnicas do ramo evolucionista são apropriadas para problemas de otimização, e que existem diversos problemas desse tipo em engenharia ambiental sendo atualmente abordados

Tabela 1 – Menções às diferentes técnicas de IA por área.

Ramo	Técnica	Área da engenharia ambiental				
		Energia	Água	Nexo	Poluição	Resíduos
Simbólico	Sistemas baseados em conhecimento (especialistas)	2	3	1	–	1
	Raciocínio baseado em casos	5	–	–	–	–
	Lógica *fuzzy*	–	6	2	4	3
Conexionista	Redes neurais artificiais	4	8	1	5	5
Evolucionista	Algorítmos genéticos	3	1	–	–	1
	Arrefecimento simulado (*simulated annealing*)	1	–	–	–	–
	Colônia de formigas	1	–	–	–	–
	Enxame de partículas	4	–	–	1	–
	Total	20	18	4	10	10

por métodos tradicionais de programação linear, pode-se concluir que há espaço para explorar problemas dessa classe mediante os métodos evolucionistas. Os algoritmos genéticos e o enxame de partículas, em particular, são técnicas eficientes e bem-sucedidas, extensivamente utilizadas em outras áreas do conhecimento, revelando, portanto, oportunidades interessantes de aplicação na engenharia ambiental.

A técnica mais popular é a rede neural, seguida pela lógica *fuzzy*, com a qual é frequentemente mesclada em sistemas adaptativos de inferência neuro-*fuzzy*. A razão para tal, possivelmente, é que uma das grandes demandas da engenharia ambiental é a previsão a partir de dados existentes (previsão de demanda, de concentração de poluentes, de disponibilidade de recursos hídricos etc.), problemas em que as redes neurais apresentam maior eficiência e precisão do que os métodos tradicionais de regressão linear.

Com relação às áreas da engenharia ambiental, energia e água são as que mais encontram aplicações de IA. Não é algo exatamente que surpreenda, pois são campos fortemente multidisciplinares e cujas demandas de conhecimento são mais urgentes em razão da gravidade dos problemas normalmente associados a tais áreas. Além disso, a área de energia, em particular, tem uma variedade de problemas que se adequam às técnicas de todos os ramos da IA.

Muito interessante notar, entretanto, o pequeno número de menções à área do nexo energia-água. Essa é uma área de crescente interesse e muito rica em problemas complexos que normalmente são bem abordados por IA. O fato de ser uma área relativamente recente, e com poucas menções de aplicação em IA, revela um grande potencial para futuras pesquisas. Chama a atenção a ausência de menções ao ramo evolucionista na área de poluição, em que frequentemente se deseja minimizar (portanto, otimizar) emissões de gases, por exemplo. Novamente, o potencial para aplicar técnicas deste ramo na área de emissões é significativo.

O capítulo se finaliza com uma nota a respeito de *machine learging* e "*big data*". A profusão de dispositivos conectados por internet, sendo as redes sociais os grandes vetores dessas conexões, faz

que vivamos uma época em que enormes quantidades de dados e informações sejam geradas, a uma taxa crescente. São dados altamente não estruturados, com a internet se tornando a principal interface para os usuários interagirem com *big data* (Fadiya; Saydam; Zira, 2014), impondo, inclusive, novas demandas sobre *machine learning* (Xing et al., 2016). Torna-se bastante aparente, portanto, a existência de uma tendência de se desenvolver IA para lidar com o *big data* (Yang; Chen; Aliyu, 2017). A técnica computacional utilizada para lidar com o *big data* é a mineração de dados através de *machine learning*, ou *data mining*, que na realidade, consiste em um apanhado de diversos métodos (inteligência artificial, aprendizado de máquina, banco de dados e estatística) capaz de processar a descoberta de padrões em um grande conjunto de dados. Sendo assim, não será surpresa o desenvolvimento e aplicação de *big data, data mining* e *machine learning* com vistas aos problemas de engenharia ambiental que envolvam massivas quantidades de dados não estruturados.

Referências bibliográficas

ABBASI, M.; HANANDEH, A. el. Forecasting municipal solid waste generation using artificial intelligence modelling approaches. *Waste Management*, v.56, p.13-22, 2016.

ACUÑA, L. G.; PADILLA, R. V.; MERCADO, A. S. Measuring reliability of hybrid photovoltaic-wind energy systems: A new indicator. *Renewable Energy*, v.106, p.68-77, 2017.

AL-JARRAH, O.; ABU-QDAIS, H. Municipal solid waste landfill siting using intelligent system. *Waste Management*, v.26, n.3, p.299-306, 2006.

ATA, R. Artificial neural networks applications in wind energy systems: a review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, v.49, p.534-562, 2015.

AZAZA, M.; WALLIN, F. Multi objective particle swarm optimization of hybrid micro-grid system: A case study in Sweden. *Energy*, v.123, p.108-118, 2017.

BAGHERI, M.; BAZVAND, A.; EHTESHAMI, M. Application of artificial intelligence for the management of landfill leachate penetration into groundwater, and assessment of its environmental impacts. *Journal of Cleaner Production*, v.149, p.784-796, 2017.

BALCAZAR, J. G. C.; DIAS, R. A.; BALESTIERI, J. A. P. Analysis of hybrid waste-to-energy for medium-sized cities. *Energy*, v.55, p.728-741, 2013.

BOTAR-JID, C. C. et al. Case-based selection of a model of a reverse flow reactor. *Chemical Engineering and Processing: Process Intensification*, v.49, n.1, p.74-83, 2010.

BRASIL. Lei n.9.433, de 8 de janeiro de 1997. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, regulamenta o inciso XIX do art. 21 da Constituição Federal, e altera o art. 1º da Lei n.8.001, de 13. Brasil. *Diário Oficial da União*, 1997. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/L9433.htm>

_______. Lei n.12.305 de 2 de agosto de 2010. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei n.9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências, 2010.

_______. Energia eólica apresenta altas taxas de crescimento. 2011. Disponível em: <http://www.brasil.gov.br/infraestrutura/2011/12/energia-eolica--apresenta-altas-taxas-de-crescimento>. Acesso em: 11 abr. 2017.

BRENTAN, B. M. et al. Hybrid regression model for near real-time urban water demand forecasting. *Journal of Computational and Applied Mathematics*, v.309, p.532-541, 2017.

BUI, D.T.; BUI, Q.T.; NGUYEN Q.P.; PRADHAN, B.; NAMPAK, H.; TRIHN, P.T.; A hybrid artificial intelligence approach using GIS-based neural-fuzzy inference system and particle swarm optimization for forest fire susceptibility modeling at a tropical area. *Agricultural and Forest Meteorology*, v.233, p.32-44, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2016.11.002>.

CĂRBUREANU, M.; OPREA, M. Applying Computational Intelligence to Wastewater Treatment Performance Evaluation in the Case of Refineries. *IFAC Proceedings Volumes*, v.46, n.6, p.95-100, 2013.

CHANG, F.-J.; WANG, K.-W. A systematical water allocation scheme for drought mitigation. *Journal of Hydrology*, v.507, p.124-133, 2013.

CHENG, H.; YANG, Z.; CHAN, C. W. An expert system for decision support of municipal water pollution control. *Engineering Applications of Artificial Intelligence*, v.16, n.2, p.159-166, 2003.

CHENG, J. C. P.; MA, L. J. A non-linear case-based reasoning approach for retrieval of similar cases and selection of target credits in LEED projects. *Building and Environment*, v.93, p.349-361, 2015.

CHERCHI, C. et al. Energy and water quality management systems for water utility's operations: A review. *Journal of Environmental Management*, v.153, p.108-120, 2015.

CLARKE, J.; MCLAY, L.; MCLESKEY, J. T. Comparison of genetic algorithm to particle swarm for constrained simulation-based optimization of a geothermal power plant. *Advanced Engineering Informatics*, v.28, n.1, p.81-90, 2014.

CORTES ROBLES, G.; NEGNY, S.; LANN, J. M. le. Design acceleration in chemical engineering. *Chemical Engineering and Processing: Process Intensification*, v.47, n.11, p.2019-2028, 2008.

COUTINHO, K. M. V. et al. Modelo fuzzy estimando tempo de internação por doenças cardiovasculares Ciência & Saúde Coletiva, Rio de Janeiro, v.20, n.8, p.2585-2590, ago. 2015.

DEB, M. et al. Application of artificial intelligence (AI) in characterization of the performance–emission profile of a single cylinder CI engine operating with hydrogen in dual fuel mode: An ANN approach with fuzzy-logic based topology optimization. *International Journal of Hydrogen Energy*, v.41, n.32, p.14330-14350, 2016.

DUIĆ, N.; URBANIEC, K.; HUISINGH, D. Components and structures of the pillars of sustainability. *Journal of Cleaner Production*, v.88, p.1-12, 2015.

FADIYA, S. O.; SAYDAM, S.; ZIRA, V. V. Advancing Big Data for Humanitarian Needs. *Procedia Engineering*, v.78, p.88-95, 2014.

FAWZY, M. et al. Environmental approach and artificial intelligence for Ni(II) and Cd(II) biosorption from aqueous solution using Typha domingensis biomass. *Ecological Engineering*, v.95, p.743-752, 2016.

GANJEHKAVIRI, A. et al. Genetic algorithm for optimization of energy systems: Solution uniqueness, accuracy, Pareto convergence and dimension reduction. *Energy*, v.119, p.167-177, 2017.

GHAEM SIGARCHIAN, S. et al. Optimum design of a hybrid PV–CSP–LPG microgrid with Particle Swarm Optimization technique. *Applied Thermal Engineering*, v.109, p.1031-1036, 2016.

GLEICK, P. H. Water and Conflict: Fresh Water Resources and International Security. *International Security*, v.18, n.1, p.79-112, 1993.

GONG, B.; ORDIERES-MERÉ, J. Prediction of daily maximum ozone threshold exceedances by preprocessing and ensemble artificial intelligence techniques: Case study of Hong Kong. *Environmental Modelling & Software*, v.84, p.290-303, 2016.

HAMICHE, A. M.; STAMBOULI, A. B.; FLAZI, S. A review of the water-energy nexus. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, v.65, p.319-331, 2016.

HELMBRECHT, J.; PASTOR, J.; MOYA, C. Smart Solution to Improve Water-energy Nexus for Water Supply Systems. *Procedia Engineering*, v.186, p.101-109, 2017.

HERNÁNDEZ-DEL-OLMO, F.; LLANES, F. H.; GAUDIOSO, E. An emergent approach for the control of wastewater treatment plants by means of reinforcement learning techniques. *Expert Systems with Applications*, v.39, n.3, p.2355-2360, 2012.

JAHANDIDEH, S. et al. The use of artificial neural networks and multiple linear regression to predict rate of medical waste generation. *Waste Management*, v.29, n.11, p.2874-2879, 2009.

JOHNSON, P. Three international water conflicts to watch. *Geopolitical Monitor,* p.1, 11 ago. 2014.

JORNADA, D.; LEON, V. J. Robustness methodology to aid multiobjective decision making in the electricity generation capacity expansion problem to minimize cost and water withdrawal. *Applied Energy*, v.162, p.1089-1108, 2016.

KARABACAK, K.; CETIN, N. Artificial neural networks for controlling wind–PV power systems: A review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, v.29, p.804-827, 2014.

KHAN, Z. et al. Spatial and temporal synchronization of water and energy systems: Towards a single integrated optimization model for long-term resource planning. *Applied Energy*, v.210, p.499-517, 2018.

KRÓL, A.; NOWAKOWSKI, P.; MRÓWCZYŃSKA, B. How to improve WEEE management? Novel approach in mobile collection with application of artificial intelligence. *Waste Management*, v.50, p.222-233, 2016.

KRZHIZHANOVSKAYA, V. V. et al. Flood early warning system: design, implementation and computational modules. *Procedia Computer Science*, v.4, p.106-115, 2011.

LARCOM, S.; GEVELT, T. VAN. Regulating the water-energy-food nexus: Interdependencies, transaction costs and procedural justice. *Environmental Science & Policy*, v.72, p.55-64, 2017.

LI, G. et al. Multi-objective optimization operation considering environment benefits and economy based on ant colony optimization for isolated micro-grids. *Energy Procedia*, v.104, p.21-26, 2016.

LUBEGA, W. N.; FARID, A. M. Quantitative engineering systems modeling and analysis of the energy–water nexus. *Applied Energy*, v.135, p.142-157, 2014.

MALEKI, A.; POURFAYAZ, F.; ROSEN, M. A. A novel framework for optimal design of hybrid renewable energy-based autonomous energy systems: A case study for Namin, Iran. *Energy*, v.98, p.168-180, 2016.

MANNSCHATZ, T.; WOLF, T.; HÜLSMANN, S. Nexus Tools Platform: Web-based comparison of modelling tools for analysis of water-soil-waste nexus. *Environmental Modelling & Software*, v.76, p.137-153, 2016.

MARQUES, M.; NEVES-SILVA, R. Decision support for energy savings and emissions trading in industry. *Journal of Cleaner Production*, v.88, p.105-115, 2015.

MATELLI, J. A. Conceptual design of biomass-fired cogeneration plant through a knowledge-based system. *Journal of the Brazilian Society of Mechanical Sciences and Engineering*, v.38, n.2, p.535-549, 2016.

MATELLI, J. A.; BAZZO, E.; SILVA, J. C. DA. Development of a case-based reasoning prototype for cogeneration plant design. *Applied Energy*, v.88, n.9, p.3030-3041, 2011.

MOOSAVI, V. et al. A wavelet-artificial intelligence fusion approach (WAIFA) for blending Landsat and MODIS surface temperature. *Remote Sensing of Environment*, v.169, p.243-254, 2015.

NOURANI, V. et al. Applications of hybrid wavelet–Artificial Intelligence models in hydrology: A review. *Journal of Hydrology*, v.514, p.358-377, 2014.

NOURANI, V.; MOUSAVI, S. Spatiotemporal groundwater level modeling using hybrid artificial intelligence-meshless method. *Journal of Hydrology*, v.536, p.10-25, 2016.

OLIVA-FELIPE, L. et al. Reasoning about river basins: WaWO+ revisited. *Environmental Modelling & Software*, v.89, p.106-119, 2017.

PANDEY, D. S. et al. Artificial neural network based modelling approach for municipal solid waste gasification in a fluidized bed reactor. *Waste Management*, v.58, p.202-213, 2016.

PARKINSON, S. C. et al. A multi-criteria model analysis framework for assessing integrated water-energy system transformation pathways. *Applied Energy*, v.210, p.477-486, 2018.

PETKOVIĆ, D. et al. Estimation of fractal representation of wind speed fluctuation by artificial neural network with different training algorithms. *Flow Measurement and Instrumentation*, v.54, p.172-176, 2017.

ROBLES, G. C.; NEGNY, S.; LANN, J. M. L. Case-based reasoning and TRIZ: A coupling for innovative conception in Chemical Engineering, *Chemical Engineering and Processing: Process Intensification*, v.48, n.1, p.239-249, 2009. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.cep.2008.03.016>.

SÁEZ-MARTÍNEZ, F. J.; MONDÉJAR-JIMÉNEZ, J.; MONDÉJAR-JIMÉNEZ, J. A. The energy challenge: energy and Environment Knowledge Week E2KW 2013. *Journal of Cleaner Production*, v.86, p.471-473, 2015.

SEO, Y. et al. Daily water level forecasting using wavelet decomposition and artificial intelligence techniques. *Journal of Hydrology*, v.520, p.224-243, 2015.

SILVA, J. C. da; MATELLI, J. A.; BAZZO, E. Development of a knowledge-based system for cogeneration plant design: Verification, validation and lessons learned. *Knowledge-Based Systems*, v.67, p.230-243, 2014.

TIEN BUI, D. et al. A hybrid artificial intelligence approach using GIS-based neural-fuzzy inference system and particle swarm optimization for forest fire susceptibility modeling at a tropical area. *Agricultural and Forest Meteorology*, v.233, p.32-44, 2017.

TSANG, S. W.; JIM, C. Y. Applying artificial intelligence modeling to optimize green roof irrigation. *Energy and Buildings*, v.127, p.360-369, 2016.

TUNCKAYA, Y.; KOKLUKAYA, E. Comparative analysis and prediction study for effluent gas emissions in a coal-fired thermal power plant using artificial intelligence and statistical tools. *Journal of the Energy Institute*, v.88, n.2, p.118-125, 2015.

TWEEDALE, J. W. A Review of Cognitive Decision-making within Future Mission Systems. *Procedia Computer Science*, v.35, p.1043-1052, 2014.

UNITED NATIONS STATISTICS DIVISION. Environment Glossary. 2016. Disponível em: <https://unstats.un.org/unsd/environmentgl/gesform.asp?getitem=903>. Acesso em: 11 jul. 2017.

UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA "JÚLIO DE MESQUITA FILHO". Projeto Político Pedagógico do curso de graduação em Engenharia Ambiental (Ênfase em Engenharia de Segurança do Trabalho), Campus de Engenharia e Tecnologia de São José dos Campos, Unesp, 2012.

UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA "JÚLIO DE MESQUITA FILHO"; FACULDADE DE CIÊNCIAS E TECNOLOGIA. Projeto pedagógico do curso de Engenharia Ambiental, Presidente Prudente, 1998.

UPADHYAY, S.; SHARMA, M. P. Development of hybrid energy system with cycle charging strategy using particle swarm optimization for a remote area in India. *Renewable Energy*, v.77, p.586-598, 2015.

XING, E. P. et al. Strategies and Principles of Distributed Machine Learning on Big Data. *Engineering*, v.2, n.2, p.179-195, 2016.

YAÏCI, W.; ENTCHEV, E. Adaptive Neuro-Fuzzy Inference System modelling for performance prediction of solar thermal energy system. *Renewable Energy*, v.86, p.302-315, 2016.

YANG, H.; CHEN, F.; ALIYU, S. Modern software cybernetics: New trends. *Journal of Systems and Software*, v.124, p.169-186, 2017.

YASSIN, M. A.; ALAZBA, A. A.; MATTAR, M. A. Artificial neural networks versus gene expression programming for estimating reference evapotranspiration in arid climate. *Agricultural Water Management*, v.163, p.110-124, 2016.

YOUNES, M. K. et al. Landfill area estimation based on integrated waste disposal options and solid waste forecasting using modified ANFIS model. *Waste Management*, v.55, p.3-11, 2016.

ZAHRAEE, S. M.; KHALAJI ASSADI, M.; SAIDUR, R. Application of Artificial Intelligence Methods for Hybrid Energy System Optimization. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, v.66, p.617-630, 2016.

ZHANG, X.; VESSELINOV, V. V. Energy-water nexus: Balancing the tradeoffs between two-level decision makers. *Applied Energy*, v.183, p.77-87, 2016.

6
Logística reversa de resíduos de equipamentos eletroeletrônicos

Ricardo Gabbay de Souza

Introdução

A crescente geração e, consequentemente, a correta destinação de Resíduos de Equipamentos Eletroeletrônicos (REEE), no Brasil e no mundo, são um desafio dos pontos de vista ambiental, social e econômico. Essa é a classe de resíduos cuja geração cresce em maior taxa no mundo (Lundgren, 2012). Estima-se que o Brasil tenha gerado 7 kg *per capita* de REEE no ano de 2014, uma média maior que a de países como China e Índia (StEP, 2017).

Um fator que traz complexidade à gestão desses resíduos é a grande variedade de Equipamentos Elétricos e Eletrônicos (EEE) e de suas respectivas composições. Os tipos de equipamentos encontrados entre os REEE compreendem uma grande variação, como: aparelhos de refrigeração, de Tecnologia da Informação (incluindo computadores e telefones celulares), brinquedos, monitores e televisores com tela de Cristal Líquido (LCD) ou com Tubo de Raios Catódicos (CRT), equipamentos médicos/hospitalares, de iluminação, dentre outros. Cada classe de equipamentos apresenta em sua composição dezenas de materiais em diferentes concentrações, incluindo, entre outros, diversos tipos de plásticos, metais (pesados, preciosos e de terrosos raros), vidros e borrachas. Alguns desses

componentes têm bom valor de mercado para reciclagem, enquanto outros conferem características de periculosidade aos REEE.

Observando esse potencial de periculosidade e de valor de mercado dos REEE, a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS) Lei n.12.305/2010 (Brasil, 2010) estabeleceu a obrigatoriedade da logística reversa desses resíduos no país, em que estabelece a responsabilidade compartilhada dos geradores dos resíduos, dos produtores, importadores, distribuidores e comerciantes de EEE, e dos governos nas diferentes esferas. A PNRS define logística reversa como:

> Instrumento de desenvolvimento econômico e social caracterizado por um conjunto de ações, procedimentos e meios destinados a viabilizar a coleta e a restituição dos resíduos sólidos ao setor empresarial, para reaproveitamento, em seu ciclo ou em outros ciclos produtivos, ou outra destinação final ambientalmente adequada. (Brasil, 2010)

A definição de um modelo de logística reversa a ser implantado no país tem sido desafiadora para os atores citados em razão da complexidade de visões, interesses e necessidades. O planejamento e a implementação de sistemas adequados de logística reversa envolvem uma cadeia de valor composta por Valle e Souza (2014):

- Processos de gestão: gestão de parcerias e partes interessadas, gestão de informações, gestão de riscos, gestão da estratégia;
- Processos de negócio (centrais): planejamento operacional, preparação e acondicionamento dos REEE, coleta e transporte, beneficiamento (pré-tratamento e tratamento) e destinação final;
- Processos de apoio: desenvolvimento de produtos e serviços, gestão contábil-financeira e orçamentária, gestão da infraestrutura;
- Avaliação do desempenho e melhoria.

O presente capítulo tem o objetivo de discutir os problemas e oportunidades associados à logística reversa de REEE no Brasil, e de apresentar algumas soluções técnicas e operacionais para o seu efetivo planejamento e implementação no país, com foco no nível municipal.

Periculosidade dos REEE

Após o tempo de vida útil dos equipamentos eletroeletrônicos, o grande volume de REEE gerado, quando não adequadamente tratado, tem alto potencial tóxico e de contaminação do meio ambiente. Há mais de 1.000 substâncias tóxicas associadas aos REEE, embora as mais comumente reportadas sejam os metais tóxicos (como bário, berílio, cádmio, cobalto, cromo, cobre, ferro, chumbo, lítio, lantânio, mercúrio, manganês, molibdênio, níquel, prata e cromo hexavalente) e os Poluentes Orgânicos Persistentes (POP), como Retardantes de Chamas Bromados (BFR), Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos (PAH) e derivados do Cloreto de Polivinila (PVC). Os impactos da toxicidade dessas substâncias à saúde humana são os mais diversos. Muitas dessas são carcinogênicas, enquanto outras podem provocar doenças de pele. São também relatados cânceres de pulmão, danos ao DNA e ao sistema nervoso, doenças respiratórias, renais, danos a fetos e recém-nascidos (Kiddee; Naidu; Wong, 2013). A Tabela 1 indica potenciais contaminantes encontrados nos REEE, nos quais são encontrados em componentes ou equipamentos, e seus potenciais impactos para a saúde humana.

No Brasil, a principal referência para a classificação da periculosidade dos resíduos sólidos é a norma ABNT NBR 10.004/2004 (Associação Brasileira de Normas Técnicas, 2004a). Essa norma define critérios de periculosidade dos resíduos em termos de: inflamabilidade (material facilmente inflamável), corrosividade (capacidade de provocar corrosão), reatividade (material facilmente reativo), toxicidade (capacidade de provocar efeitos adversos nos organismos vivos); e patogenicidade (presença de patógenos). A NBR 10.004/2004 apresenta tabelas com a classificação de periculosidade

Tabela 1 – Alguns contaminantes dos REEE e respectivos impactos à saúde humana

Contaminante	**Relação com os REEE**	**Impactos à saúde humana**
Éteres Difenilos Polibromados (PBDE), Bifenis Polibromados (PBB), Tetrabromobifenol-A (TBBPA)	Retardantes de Chama Bromados (BFR)	Desordens hormonais
Bifenis Policlorados (PCB)	Condensadores, transformadores	Danos ao fígado
Clorofluorcarboneto (CFC)	Unidades de refrigeração	Câncer de pele
Antimônio (Sb)	Retardantes de chamas, plásticos	Câncer, dores e úlceras no estômago, vômito, diarreia
Arsênico (As)	Material de dopagem, diodos de iluminação	Problemas de pele, câncer do pulmão, sinalização dos nervos prejudicada
Bário (Ba)	"Getter" em Tubos de Raios Catódicos (CRT), velas de ignição	Tumores no cérebro, fraqueza muscular, danos ao coração, fígado, baço
Berílio (Be)	Retificadores controlados de Silício, placas-mãe	Berilicose, câncer de pulmão, doenças de pele
Cádmio (Cd)	Baterias, toners, plásticos	Desordens nos rins
Cromo (Cr)	Fitas de dados e disquetes	Danos ao DNA e visão
Chumbo (Pb)	Soldas, CRT, baterias, Placas de Circuito Impresso (PCI)	Danos ao cérebro, sistema nervoso, sangue, sistema reprodutivo, fetos e crianças
Mercúrio (Hg)	Lâmpadas fluorescentes, baterias, switches	Danos ao cérebro, rins, fetos
Níquel (Ni)	Baterias, CRT, PCI	Alergia, bronquite, funções pulmonares reduzidas, câncer de pulmão

Contaminante	Relação com os REEE	Impactos à saúde humana
Cobre (Cu)	Cabos	Carcinogênico
Selênio (Se)	Retificadores	Selenose
Outros: Lítio (Li); Prata (Ag); Estanho (Sn); Gálio (Ga); Índio (I); Amerício (Am); Hidrocarbonetos aromáticos policíclicos (PAH); Hidrocarbonetos aromáticos polihalogenados (PHAH); Dibenzo-p-dioxinas policloradas (PCDD).	Baterias, Cabos, switches, Soldas, telas LCD, Semicondutores, detectores de fumaça, Produtos de combustão de plásticos (compostos orgânicos).	Diversos efeitos

Fonte: Kiddee, Naidu e Wong (2013) e Robinson (2009)

definida para uma gama de resíduos comuns, porém há poucas referências quanto aos REEE e seus componentes (alguns REEE definidos como perigosos nessa norma são baterias a base de chumbo, e cinzas da incineração de placas de circuito impresso).

Assim, é necessário realizar os ensaios de verificação desses critérios de periculosidade a fim de se determinar quais componentes dos REEE são considerados perigosos. Para a toxicidade, por exemplo, os ensaios são regidos pela Norma ABNT NBR 10.005/2004 (Associação Brasileira de Normas Técnicas, 2004b). A ausência no Brasil de uma classificação detalhada da periculosidade dos REEE é um entrave para diversas questões de gerenciamento desses resíduos, tais como a forma de licenciamento das unidades de pré-tratamento, a reciclagem e o tratamento dos REEE, o transporte interestadual de REEE e a disposição de REEE em aterros municipais.

Destinação inadequada dos REEE

No Brasil, podem-se elencar alguns fatores críticos associados à disposição inadequada dos REEE, os quais favorecem a exposição da população aos agentes tóxicos dos REEE:

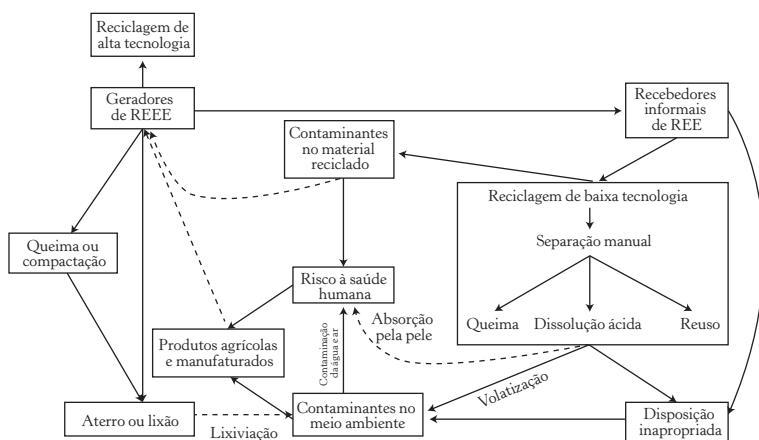
- A baixa abrangência dos sistemas de coleta seletiva, que alcançou apenas 15% de cobertura da população brasileira em 2016. No Brasil, os REEE correspondem a 2% do total coletado pelos sistemas de coleta seletiva (Cempre, 2016);
- A disposição em grande escala dos Resíduos Sólidos Urbanos (RSU) em sistemas ambientalmente inadequados, sejam lixões a céu aberto, sejam aterros controlados. Esse tipo de disposição foi verificada em 60% dos municípios ou 41% do total de RSU em 2015 (Abrelpe, 2015). A disposição de REEE em lixões no Brasil é reportada (Ongondo; Williams; Cherrett, 2011);
- A disposição de REEE em aterros. Essa situação foi verificada, por exemplo, no aterro municipal do Rio de Janeiro, totalizando 3,7 mil toneladas de REEE em 2012 nesse aterro (Comlurb, 2013);
- A baixa taxa de reciclagem adequada de REEE no país, estimada em apenas 2% (Araujo et al., 2012);
- A atuação em grande escala de catadores informais em áreas de disposição de resíduos, expostos ao contato direto com os resíduos e seus efluentes. Estima-se que em 2008 havia 70,5 mil catadores atuando em áreas urbanas, dos quais 18% atuavam no estado de São Paulo, dentre esses, 5,5 mil crianças abaixo de 14 anos. Nos casos relatados, 27% dos municípios tinham conhecimento da presença de catadores na área de disposição final (Ipea, 2013). Há evidências de que catadores e atores intermediários (sucateiros) coletam REEE no Brasil (Ongondo; Williams; Cherrett, 2011), e que alguns praticam a dissolução de Placas de Circuito Impresso (PCI) com ácido, bem como a queima de cabos e componentes, para a separação de metais (Lundgren, 2012; Souza, 2014).

Uma grande parte dos REEE no Brasil segue uma cadeia composta por atores informais, que atuam nos processos de coleta e comercialização de aparelhos e de suas partes, e que muitas vezes estão submetidos a atividades insalubres para obtenção de materiais valiosos, de forma rudimentar. Dentre os processos mais comuns

identificados nas cadeias informais estão a queima de componentes para a separação de metais, e a dissolução de PCI com ácido para a obtenção de metais raros, presentes nas suas superfícies (Lundgren, 2012; Souza, 2014). Esses processos expõem os trabalhadores informais e comunidades próximas a fumaças e líquidos extremamente tóxicos, que podem causar desde problemas respiratórios a câncer e doenças neurológicas e cardíacas (Lundgren, 2012).

Estudos em regiões asiáticas, onde ocorre o processamento informal de grandes volumes de REEE, apontaram altas concentrações de metais tóxicos e POP no solo, no ar, nos corpos d'água, na poeira e nos sedimentos ao redor dos locais de reciclagem inadequada (Kiddee; Naidu; Wong, 2013).

A Figura 1 ilustra o fluxo de contaminantes na cadeia de REEE e os meios pelos quais esses podem afetar a saúde humana, destacando os processos inadequados (baixa tecnologia) de recuperação de materiais usualmente aplicados por atores informais.

Figura 1 – Fluxos de contaminantes nas cadeias de REEE e riscos à saúde humana

Fonte: Adaptado de Robinson (2009)

Há uma lacuna de publicações científicas sobre a cadeia informal de REEE no Brasil. No entanto, há evidências empíricas de sua

existência em larga escala nos municípios brasileiros. A Figura 2 ilustra o descarte irregular de REEE por atores informais na cidade de São José dos Campos (SP). Nessa figura, observa-se que televisores e monitores CRT são desmontados por catadores, que extraem as partes mais valiosas (por exemplo, cabos e placas), e dispõem a carcaça plástica e o tubo CRT (altamente contaminante) em terrenos abertos de áreas públicas, inclusive em áreas próximas a uma nascente.

Figura 2 – Disposição de REEE em área pública e próxima a nascente em S. J. dos Campos (SP)

Fonte: Arquivo pessoal do autor (junho/2016)

Também é pouco reportada, mas empiricamente conhecida no Brasil, a prática comum de dissolução ácida de REEE para a extração de metais preciosos (Figura 1). Embora não haja relato formal dos procedimentos e insumos utilizados pelos atores informais nesse processo, sabe-se que esse consiste na utilização de ácidos e reagentes para dissolver e posteriormente precipitar os metais preciosos. A partir de entrevista com um ator informal da cidade de São José dos Campos (SP), foram identificados os produtos químicos utilizados na dissolução ácida de REEE: ácido nítrico (HNO_3), ácido clorídrico (HCl).

Uma constatação da informalidade e da banalização de procedimentos arriscados, utilizados para a extração de materiais valiosos de REEE, é a presença de tutoriais em mídias de domínio público, como para a extração de ouro de PCI. Um dos métodos apresentados em vídeos dessa natureza descreve os seguintes procedimentos:

1. Misturar HCl e HNO_3 para a formação de água régia;
2. Cobrir as PCI com a água régia em um becker;
3. Aguardar a reação e filtrar o produto com filtro de papel;
4. Aquecer a mistura a baixa temperatura, reduzindo 50% do volume;
5. Completar com água comum e repetir etapa "4" por três a quatro vezes;
6. Filtrar e completar com água;
7. Misturar metabissulfito de sódio para precipitar o ouro;
8. Coar com filtro de papel.

Os riscos do procedimento descrito anteriormente são notáveis e de alta magnitude. Portanto, destaca-se que em hipótese alguma esse procedimento é recomendado. Sua apresentação neste texto tem caráter científico, visando relatar, ilustrar e destacar a periculosidade desta prática, amplamente presente no cotidiano dos atores informais do setor de REEE.

Valor adicionado da logística reversa de REEE

Um dos principais motivos pelos quais os REEE são coletados e processados por atores formais e informais é o seu conteúdo de uma grande variedade de metais preciosos e terrosos raros, que possuem grande valor de mercado, além de serem considerados de recurso escasso e não renovável. Dentre os metais mais valiosos que podem ser encontrados nos REEE estão o ouro (normalmente presente em processadores), o paládio, a prata e o berílio, alguns dos quais são resíduos tóxicos (Huisman et al., 2008). A Tabela 2 apresenta valores de mercado de alguns materiais que constituem os REEE, bem como valores de sua concentração na composição de um telefone celular pequeno. Esses metais valiosos são especialmente encontrados nas PCI.

Souza et al. (2015a) identificaram, a partir de consultas a diversos atores da logística reversa de REEE no Brasil, potenciais ganhos não

Tabela 2 – Valor de mercado de materiais e sua concentração na composição de um celular

Elemento	Valor em 2014 (Euros/kg)	Concentração num telefone celular (%)
Au	30.000,000	0,07
Pd	16.600,000	0,02
Ag	460,000	0,17
Nd	52,700	0,07
Sn	16,700	0,75
Ni	11,400	1,40
Cu	5,770	13,00
Pb	1,480	0,07
Zn	1,440	1,00
Al	1,260	2,10
Fe	0,287	2,50

Fonte: Bachér, Mrotzek e Wahlström (2015)

somente em termos econômicos, mas também em termos sociais e ambientais. O valor adicionado da adequada logística reversa de REEE pode se refletir nos seguintes aspectos:

- Econômicos: aumento da riqueza do país, favorecimento do desenvolvimento das diversas regiões, geração de novas atividades econômicas, estímulo ao mercado de reciclagem, aumento da competitividade, inovação, qualidade e sustentabilidade, ecodesign e viabilidade econômica dos sistemas de logística reversa;
- Sociais: aumento da dignidade de vida humana e da expectativa de vida, conscientização da população quanto ao consumo e descarte correto, melhoria das condições de trabalho e favorecimento do desenvolvimento profissional dos trabalhadores de logística reversa, favorecimento da capacitação profissional dos catadores, prevenção de vícios e melhoria da autoestima dos atores informais, acesso à educação e saúde, inclusão social, geração de empregos formais.

- Ambientais: mitigação do aquecimento global, redução da depleção de recursos naturais, redução da acidificação do ar, redução dos riscos associados à toxicidade para humanos (Souza et al., 2015a).

Em um estudo subsequente, Souza et al. (2015b) avaliaram qualitativamente os parâmetros sociais e econômicos supracitados, mediante uma consulta a especialistas, e também desenvolveram uma Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) de REEE para quantificar seus impactos ambientais. Adotando um método multicritério de apoio à decisão baseado na avaliação de especialistas, Souza et al. (2015b) observaram que os fatores mais críticos para a escolha de um modelo de logística reversa de REEE no país foram: acidificação, depleção de recursos, eficiência e viabilidade do sistema, potencial de inovação, inclusão social e riscos à saúde humana (Souza et al., 2015b).

Geração e caracterização dos REEE

A caracterização e quantificação da geração de REEE nos municípios brasileiros é um parâmetro fundamental para o correto dimensionamento e avaliação da viabilidade dos sistemas de logística reversa. No Brasil, há uma carência de dados que especifiquem a geração de REEE pela população. No entanto, há estimativas da geração de resíduos de alguns desses equipamentos.

Um estudo brasileiro (Araujo et al., 2012) utilizou dados da Pesquisa Nacional por Amostra de Domicílios (PNAD), do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), acerca da existência de determinados aparelhos nos domicílios brasileiros ("estoque" ou "produtos em uso"), combinados com dados de venda de alguns aparelhos (televisores, geladeiras, freezers, máquinas de lavar, aparelhos de áudio, computadores e telefones celulares). Combinados ainda com dados da literatura sobre a vida útil média dos equipamentos para, assim, estimar a geração de alguns REEE no país.

Alguns problemas dessa abordagem são: a não localização da geração de REEE, pois produtos podem ser adquiridos em uma cidade e usados e descartados em outra; a não contemplação de outros tipos importantes de REEE; a limitação dos dados da PNAD, que não quantificam os aparelhos nos domicílios, mas apenas registram sua existência; e a adoção de vidas úteis médias generalizadas, obtidas da literatura internacional, que não necessariamente representam os padrões atuais e regionais de consumo.

Para melhorar a qualidade desses dados e, consequentemente, a modelagem para estimativa de geração de REEE, uma solução proposta é a aplicação de pesquisas *survey* com uma amostragem da população local em municípios, visando obter dados de consumo, estoque e vida útil de EEE (Wang et al., 2013). Pesquisadores brasileiros (Rodrigues; Gunther; Boscov, 2015) aplicaram essa abordagem na cidade de São Paulo, adotando vidas úteis médias da literatura internacional. Considerando os aparelhos quebrados, os autores estimaram uma geração média de 2 $kg.hab^{-1}.ano^{-1}$ no município, no período de 2006-2010, com maior representatividade dos ferros de passar e telefones celulares.

Visando a geração de dados regionalizados sobre os perfis de vida útil e destinação dos REEE no Brasil, Souza et al. (2017) realizaram uma pesquisa *survey* com uma amostra estratificada da população de São José dos Campos (SP), de forma que os dados coletados refletissem os contextos socioeconômicos das grandes zonas desse município, com uma margem de erro de 5%. Um dos diferenciais dessa abordagem foi a geração de perfis da vida útil de 16 tipos de REEE, na forma de distribuições probabilísticas, de acordo com a Equação 1, em vez de apenas médias discretas. A vantagem de adotar distribuições da vida útil para a projeção da geração de REEE, em comparação ao uso de médias discretas, é que aparelhos adquiridos em um determinado ano tornar-se-ão resíduos ao longo dos anos seguintes, de forma proporcional em cada ano, resultando em uma estimativa mais realista do que aquela obtida pela vida útil média, que concentra a geração destes resíduos em um único ano (Equação 2). De fato, o modelo da Equação 2, chamado *Simple Delay*, é uma simplificação

do modelo da Equação 1, denominado *Market Supply*, e só deve ser adotado no caso de indisponibilidade de dados para uma modelagem mais detalhada (Wang et al., 2013).

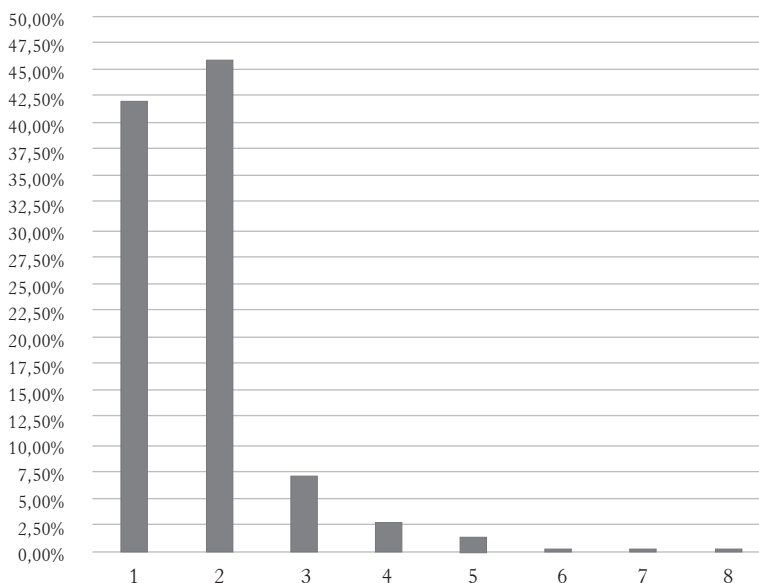
$$W_{(n)} = \sum_{t=t_0}^{n} POM_{(t)}.L^p(t,n) \quad \text{(Equação 1)}$$

$$W_{(n)} = POM(n - L^{\alpha v}) \quad \text{(Equação 2)}$$

Em que $W_{(n)}$ é a geração de REEE no ano *n*; $POM_{(t)}$ é a venda (consumo) de produtos no ano histórico *t*; $L^p(t,n)$ é a taxa probabilística de obsolescência de uma classe de produtos (dentre os comprados em *t*, quantos foram descartados em *n*); L^v é a vida útil média de um aparelho.

Observa-se no Gráfico 1 que a maior probabilidade de vida útil de um celular smartphone em São José dos Campos é de dois anos, também com grande probabilidade de durar um ano. Esse perfil varia consideravelmente entre as diferentes zonas do município (Gráfico 2), refletindo com maior exatidão suas características socioeconômicas.

Nessa pesquisa *survey* também foram obtidas as quantidades de aparelhos atualmente existentes nos domicílios da cidade, e seus respectivos anos de aquisição, de forma a obter valores para a variável POM da Equação 1. Utilizando essa Equação, é possível estimar a geração de REEE no município a partir dos aparelhos atualmente em uso pela população (Gráfico 3). O Gráfico 3 indica a quantidade estimada de REEE de telefones celulares gerados em cada ano, e o ano de aquisição dos equipamentos que se tornaram resíduo nesses anos. Essa estimativa também pode ser feita para cada zona (Gráfico 3), provendo suporte para o planejamento de um sistema de logística reversa nesse município. É importante ressaltar que para a quantificação do total de REEE gerados nos anos futuros, é necessário não somente considerar os aparelhos atualmente em uso, como fazer uma projeção de mercado para estimar a quantidade de equipamentos a serem adquiridos nos próximos anos, e que se tornarão REEE em algum momento no futuro.

Gráfico 1 – Perfil de vida útil (anos) de celulares smartphone em São José dos Campos

Fonte: Souza, Abbondanza e Palanca (2017).

Outro resultado que se destaca nesse estudo é que, mesmo considerando-se as médias discretas de vida útil obtidas, pode-se notar que essas são menores que os valores adotados nas principais referências brasileiras no assunto (Tabela 3). Isso indica que os dados atualizados apontam para uma menor vida útil dos equipamentos, em relação aos dados da literatura. As durações médias de vida útil adotadas nessas referências foram obtidas de estudos internacionais de vários anos anteriores, o que poderia tornar inviável o planejamento da logística reversa brasileira caso esses dados não sejam atualizados com a realidade local. Destacam-se também na Tabela 3 os altos valores para desvio-padrão nas durações médias de vida útil obtidas em nosso estudo, o que mais uma vez ressalta a importância de adotar um modelo probabilístico (Equação 1) que melhor reflita a distribuição desta variável.

Tabela 3 – Durações médias de vida útil adotadas na literatura e obtidas no estudo em São José dos Campos

REEE	Vida útil média (anos)			
	Referências brasileiras			**Média de São José dos Campos (Média ± Desvio padrão)** (Souza; Abbondanza; Palanca, 2017)
	(Araujo et al., 2012)	(ABDI, 2012)	(Rodrigues; Gunther; Boscov, 2015)	
Geladeira	12	15	11	7,8 ± 4,4
Celular	4	3	4	Smartphones: 1,8 ± 0,9 Outros: 2,3 ± 1,2
Máquina de lavar	10	11	11	6,8 ± 2,9

Fonte: ABDI (2012); Araujo et al. (2012); Rodrigues, Gunther e Boscov (2015); Souza, Abbondanza e Palanca (2017)

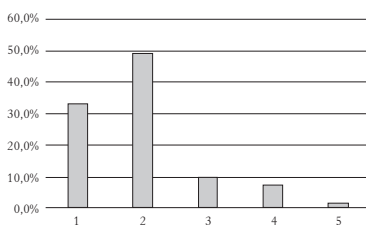
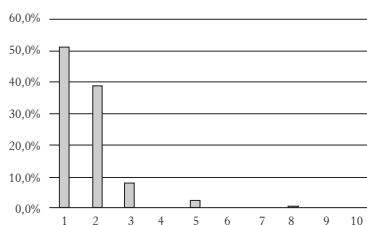
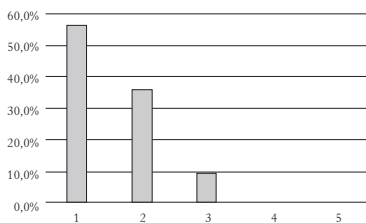
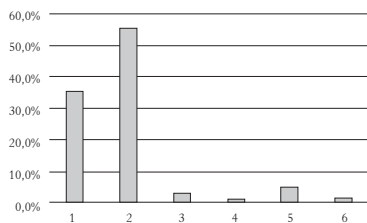
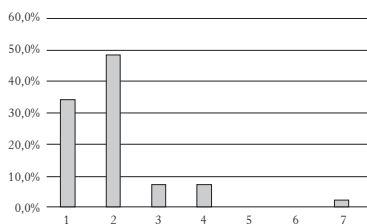
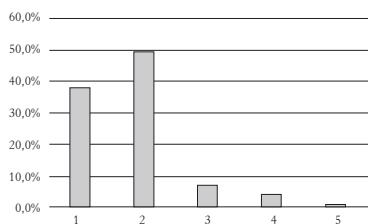
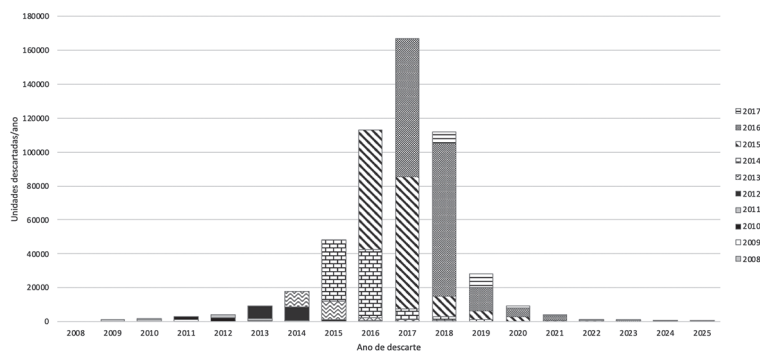
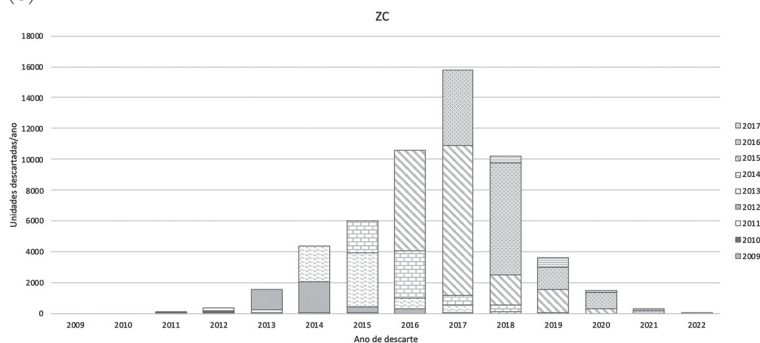
Gráfico 2 – Perfil de vida útil de celulares smartphone nas diferentes zonas de São José dos Campos

Fonte: Souza, Abbondanza e Palanca (2017)

Gráfico 3 – Estimativa da geração de REEE de smartphones a partir dos aparelhos atualmente em uso em São José dos Campos: (a) total, (b) na zona central do município

(a)

(b)

Fonte: Souza, Abbondanza e Palanca (2017)

Beneficiamento dos REEE

Pré-tratamento (desmontagem) de REEE

Uma etapa estrategicamente muito relevante para a viabilização da logística reversa de REEE em municípios é o planejamento de unidades de pré-tratamento, processo que envolve essencialmente a desmontagem dos aparelhos e separação dos diferentes componentes para posterior reciclagem ou tratamento adequado. Uma ferramenta bastante útil para dar suporte a esse planejamento foi desenvolvida pela iniciativa Solving the E-Waste Problem (StEP), de domínio público na internet (Spitzbart; Herbeck; Schluep, 2016).

Essa ferramenta consiste em uma planilha computacional que auxilia os empreendedores e o Poder Público a configurar unidades de desmontagem de REEE economicamente viáveis e ambientalmente adequadas. Essa ferramenta também auxilia os gestores públicos a compreender as condições atuais das suas regiões para a reciclagem de REEE (Spitzbart; Herbeck; Schluep, 2016). A ferramenta adota parâmetros operacionais (por exemplo, tempos médios) de desmontagem de REEE baseados na experiência da empresa social Dismantling and Recycling Centre (DRZ), sediada em Viena na Áustria. Essa empresa é considerada um modelo mundial em termos de pré-tratamento de REEE. Esses parâmetros são adotados para três níveis diferentes de desmontagem (Spitzbart; Herbeck; Schluep, 2016):

1. Desmontagem superficial: componentes perigosos e de alto valor (como as PCI) são apenas removidos, e as partes restantes são destinadas para a separação ou reciclagem mecânica posterior;
2. Desmontagem de nível médio: além da remoção de componentes perigosos, é realizada a desmontagem manual de componentes em materiais parcialmente puros e frações recicláveis, com tempo de ciclo médio, quando viável;

3. Desmontagem aprofundada: os aparelhos são desmontados manualmente em longos tempos de ciclo, até um ponto em que a separação subsequente em materiais puros é impossível sem a trituração mecânica (Spitzbart; Herbeck; Schluep, 2016).

A Figura 3 ilustra os dados de entrada requeridos para o uso da ferramenta StEP, e os resultados por ela gerados. O Quadro 1 ilustra algumas interfaces dessa ferramenta. A interface do Quadro 1(a) corresponde aos campos onde são informadas: a composição gravimétrica do REEE recebido na unidade, e total recebido por ano; e os custos de aquisição dos REEE, quando cabíveis (por exemplo, quando são comprados de atores que realizam sua coleta). O Quadro 1(b) ilustra os campos onde são informados os preços de venda dos componentes após desmontagem, ou os custos de disposição dos mesmos, e a distância necessária para o transporte destes componentes até seu destino (por exemplo, reciclador ou unidade de tratamento de resíduos perigosos).

Figura 3 – Estrutura geral e funcionamento da ferramenta da StEP

Entradas esperadas
(Quantidades e comprosição dos REE, definição dos canais de entrada)

Dados Gerais
(Salários, horas de trabalho anuais, custos de aquisições, precos de energia e combustível, etc.)

Frações de saída
(Definição dos subsequente processamento ou destinação final, preços de mercado, custos com destinação)

FERRAMENTA StEP

Frações de saída produzidas
(t/ano)

Jornada de trabalho anual requerida

Recursos necessários:
Equipe
Espaço
Infrafestrutura
Equipamentos

Receitas possíveis:
Venda de frações
Custos de investimento, depreciação e operacionais:
Equipe
Transporte e destinação final
Infraestrutura
Administração

Fonte: Adaptado de Spitzbart, Herbeck e Schluep (2016)

Quadro 1 – Interface da ferramenta StEP: (a) Mix de entrada na unidade; (b) Preços de tratamento e destinação das frações de saída da unidade

(a)

Composition of input	Input composition	Input quantity	Purchase Prices [curr/piece]*	Recycling Fees [curr/t]**	Purchase Costs	Revenues from RF	Transport Costs***	Purchase Conditions
SHA kitchen (coffee machine)	0,0%	0 t/y			0 /y	0 /y	0 /y	0 /y
SHA cloths (iron)	0,0%	0 t/y			0 /y	0 /y	0 /y	0 /y
PC/ Server	20,0%	100 t/y			0 /y	0 /y	-375 /y	-375 /y
Notebook	2,0%	10 t/y			0 /y	0 /y	-38 /y	-38 /y
Printer/Scanner/Copier	5,0%	25 t/y			0 /y	0 /y	-94 /y	-94 /y
IT accessories (mix keyboard, mouse)	2,0%	10 t/y			0 /y	0 /y	-38 /y	-38 /y
Mobile phone (incl. recharger)	2,0%	10 t/y			0 /y	0 /y	-38 /y	-38 /y
CRT monitor	20,0%	100 t/y			0 /y	0 /y	-375 /y	-375 /y
FPD monitor	5,0%	25 t/y			0 /y	0 /y	-94 /y	-94 /y
Audio appliances (CD-/Radiorecorder)	10,0%	50 t/y			0 /y	0 /y	-188 /y	-188 /y
Video appliances (CD-/DVD-Player)	12,0%	60 t/y			0 /y	0 /y	-225 /y	-225 /y
CRT TV	12,0%	60 t/y			0 /y	0 /y	-225 /y	-225 /y
FPD TV	10,0%	50 t/y			0 /y	0 /y	-188 /y	-188 /y
Total	**100,0%**	**500 t/y**			**0 /y**	**0 /y**	**-1.875 /y**	**-1.875 /y**
* prices to be paid to the owner of the devices (-), prices paid by the owner to collect the devices (+)					0 /t	0 /t	-4 /t	-4 /t
** Recycling fees paid by a take-back-scheme								
*** to carry the appliances from collection points to the dismantling plant								
Percentage of e-waste delivered at the facility****		25%						
**** share of collected e-waste with no transport requirements for the plant operator								

(b)

Output fractions	Price/ Costs [curr/ton]	Required Type of Transport*	Transport Costs [curr/ton]	A [curr/ton]	B [curr/ton]	C [curr/ton]
Aluminium	1.000 /ton	Local Transport	-5 /ton	124 /y	9.472 /y	18.243 /y
Iron/ Steel	180 /ton	Local Transport	-5 /ton	8.820 /y	19.265 /y	25.142 /y
Copper	3.320 /ton	Long Distance Transport	-100 /ton	0 /y	81 /y	9.080 /y
Neodym Magnet	5.350 /ton	Overseas Shipment	-250 /ton	0 /y	0 /y	612 /y
Bronze/Brass	2.000 /ton	Regional Transport	-30 /ton	0 /y	0 /y	0 /y
Stainless Steel	250 /ton	Local Transport	-5 /ton	0 /y	0 /y	152 /y
Plastics	0 /ton	Local Transport	-5 /ton	-147 /y	-472 /y	-567 /y
Wood	0 /ton	Local Transport	-5 /ton	0 /y	0 /y	0 /y
Cable with plugs	850 /ton	Long Distance Transport	-100 /ton	12.323 /y	30 /y	0 /y
Cable without plugs	1.460 /ton	Long Distance Transport	-100 /ton	0 /y	21.495 /y	25.677 /y
Processors	53.330 /ton	Overseas Shipment	-250 /ton	0 /y	21.232 /y	24.948 /y
HDD with PWB	920 /ton	Long Distance Transport	-100 /ton	3.526 /y	394 /y	0 /y
HDD without PWB	670 /ton	Long Distance Transport	-100 /ton	0 /y	1.938 /y	0 /y
Power supply	400 /ton	Long Distance Transport	-100 /ton	2.850 /y	2.850 /y	0 /y
Drives	440 /ton	Long Distance Transport	-100 /ton	5.202 /y	5.508 /y	0 /y
Printed Wired Board, Q1	6.130 /ton	Overseas Shipment	-250 /ton	54.096 /y	94.697 /y	96.167 /y
Printed Wired Board, Q2	2.160 /ton	Overseas Shipment	-250 /ton	6.399 /y	16.082 /y	17.381 /y
Printed Wired Board, Q3	560 /ton	Overseas Shipment	-250 /ton	0 /y	1.579 /y	3.644 /y
Mobile Phones without batteries	4.820 /ton	Overseas Shipment	-250 /ton	0 /y	0 /y	0 /y
Motors/Inductors/Transformers	290 /ton	Long Distance Transport	-100 /ton	0 /y	2.009 /y	4.413 /y
Deflection coil	830 /ton	Long Distance Transport	-100 /ton	4.249 /y	4.249 /y	4.249 /y
Getterpill - electrogun	-1.000 /ton	Overseas Shipment	-250 /ton	-200 /y	-200 /y	-200 /y
Mixed scrap	110 /ton	Regional Transport	-30 /ton	18.673 /y	5.729 /y	1.468 /y
Glass	0 /ton	Local Transport	-5 /ton	-24 /y	-36 /y	-36 /y
Residual waste	0 /ton	Local Transport	-5 /ton	-7 /y	-13 /y	-16 /y
Batteries	250 /ton	Overseas Shipment	-250 /ton	0 /y	0 /y	0 /y
Capacitors	-1.300 /ton	Long Distance Transport	-100 /ton	-2.296 /y	-2.296 /y	-2.856 /y
LCD-displays	-1.000 /ton	Long Distance Transport	-100 /ton	-8.536 /y	-8.833 /y	-7.128 /y
Fluorescent Tubes	0 /ton	Long Distance Transport	-100 /ton	-58 /y	-58 /y	-59 /y
Printer Cartridges	-70 /ton	Local Transport	-5 /ton	-103 /y	-103 /y	-103 /y
CRT tubes	-300 /ton	Overseas Shipment	-250 /ton	-52.360 /y	-52.360 /y	0 /y
CRT-glass	-100 /ton	Overseas Shipment	-250 /ton	0 /y	0 /y	-31.535 /y
Phosphor-powder	-1.000 /ton	Overseas Shipment	-250 /ton	0 /y	0 /y	-475 /y
*Type of Transport: Local (0-50 km), Regional (50-500 km), Long Distance (>500 km)			**Total per year**	**52.531 /y**	**142.239 /y**	**188.202 /y**
** including transport costs from the dismantling plant to recycling plants						

Fonte: Spitzbart, Herbeck e Schluep (2016)

Em parceria com os criadores da ferramenta da StEP, Souza et al. (2015b) desenvolveram uma avaliação da viabilidade de unidades de desmontagem de REEE no município do Rio de Janeiro (Souza, Herbeck, et al., 2015; Spitzbart; Herbeck; Schluep, 2016) (Quadro 2). Foi considerado um *mix* de entrada padrão, que permitisse comparar a viabilidade das unidades no Rio de Janeiro com cidades na

Uganda, Camboja e a unidade de referência, em Viena. Os outros dados para cálculo foram obtidos localmente, de forma a refletir a realidade dos municípios. Os resultados indicaram que, para o *mix* de REEE adotado, o sistema seria viável no Rio de Janeiro, especialmente para o nível de desmontagem "B", com uma margem de lucro de US$ 44 mil por ano, desconsiderando os custos de implantação da unidade (estimados em aproximadamente US$ 85 mil dólares). O Quadro 2 detalha a composição dos custos de implantação e anual, e da receita anual, bem como o balanço anual da unidade avaliada. Observa-se que os principais aspectos de redução de custos operacionais anuais no cenário do nível de desmontagem "B" são o menor custo com pessoal (*staff*), aluguel (*rental*) e manutenção (CMR) do espaço, em comparação ao nível de desmontagem "A".

Quadro 2 – Resultados do estudo de viabilidade feito para a cidade do Rio de Janeiro com a ferramenta StEP

Financial Results			
Revenues and Dwnstream Costs	**A *[USD/y]***	**B *[USD/y]***	**C *[USD/y]***
Revenues from Take-Back--Systems	0 /y	0 /y	0 /y
Sales Revenues	188,157 /y	269,357 /y	315,557 /y
Disposal Costs	-48,027 /y	-48,091 /y	-46,048 /y
Transport Costs (Input)	-12,987 /y	-12,987 /y	-12,987 /y
Transport Costs (Downstream)	-23,907 /y	-24,307 /y	-24,817 /y
Purchase costs	0 /y	0 /y	0 /y
Total per year	**103,236 /y**	**189,971 /y**	**231,708 /y**

Investment costs	**A**	**B**	**C**
Investment Costs Infrastructure	0	0	0
Investment Costs Equipment	-84,325	-84,661	-96,559
Total	**-84,325**	**-84,661**	**-96,559**

Running costs per year	**A**	**B**	**C**
Staff costs	-101,948	-114,935	-163,636
Rental Costs	-2,913	-4,338	-8,988
CMR Building	-3,206	-3,919	-6,244
Equipment Costs	-1,370	-2,226	-4,794
CMR Adminis-tration	-4,800	-4,800	-6,400
Depreciation Infrastructure	0	0	0
Depreciation Equipment	-4,932	-4,965	-5,239
Training / other costs	-5,000	-5,000	-5,000
Total per year	**-124,168 /y**	**-140,183 /y**	**-200,301 /y**
Operating Result	**-20,993 /y**	**43,789 /y**	**31,408 /y**

Fonte: Spitzbart, Herbeck e Schluep (2016)

Reciclagem de REEE

A reciclagem de REEE no Brasil, ou seja, a obtenção e utilização de materiais oriundos dos REEE como matéria-prima para outros processos produtivos, ainda se encontra em fase embrionária. A grande maioria das empresas identificadas como *recicladores de REEE* são, na verdade, unidades de pré-tratamento mecânico de determinados componentes, para posterior venda dos REEE pré-tratados para os verdadeiros recicladores, sediados no exterior. Isso também inclui filiais de indústrias multinacionais do setor de EEE (por exemplo, Dell, HP e Phillips), que recuperam os produtos da sua marca para reciclagem dentro do seu próprio processo produtivo.

A obtenção de matéria-prima a partir dos REEE varia de acordo com os componentes e os materiais de interesse, podendo consistir em etapas simples, ou processos industriais bastante complexos. Um processo relativamente simples é a reciclagem de tubos CRT

(Figura 4), que gera resíduos altamente contaminante e em grandes volumes no Brasil. Um estudo de viabilidade deste sistema, desenvolvido na Índia (Teri, 2016), é apresentado na Tabela 4.

Figura 4 – Processo de reciclagem de tubos CRT

Tubos CRT rejeitados

Desmontagem manual com exaustão a vácuo

Carcaça, cabos, PCIs, *yoke*, pinos, etc.

Separação do painel (frente) e funil (fundo)

Vido do funil

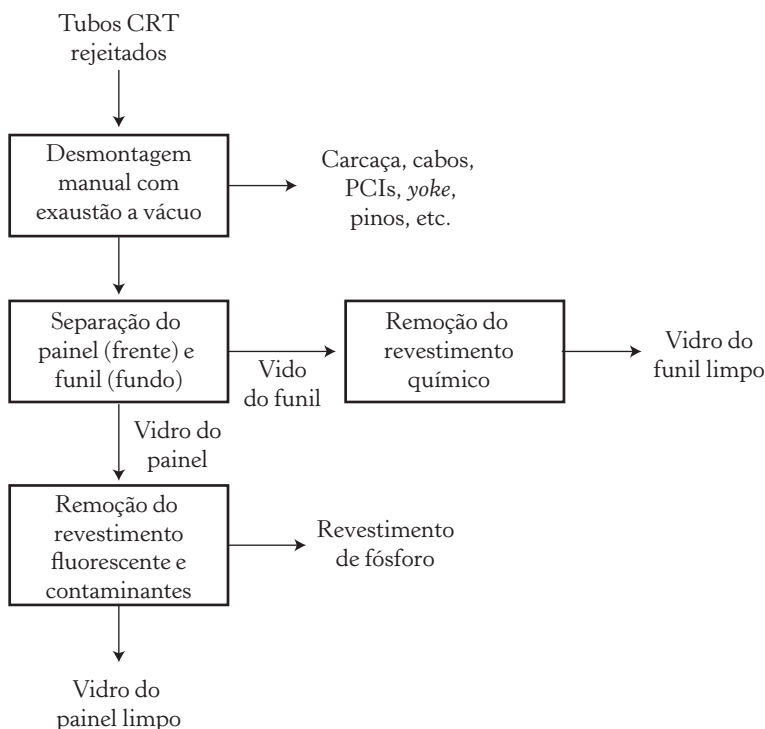
Remoção do revestimento químico

Vidro do funil limpo

Vidro do painel

Remoção do revestimento fluorescente e contaminantes

Revestimento de fósforo

Vidro do painel limpo

Fonte: Adaptado de Teri (2016)

O componente de REEE que contém os materiais mais valiosos para reciclagem são as placas de circuito impresso. O processo para extração de metais preciosos e terras raras a partir das PCI é bastante complexo, e sua instalação requer um alto investimento inicial, o que atualmente tem sido um obstáculo para sua viabilização no Brasil. Há atualmente pouquíssimas indústrias conhecidas por executarem esse processo adequadamente no mundo (as cinco conhecidas estão localizadas na Dinamarca, Suécia, Bélgica, Canadá e Japão).

Tabela 4 – Avaliação da viabilidade de unidades de reciclagem de CRT na Índia

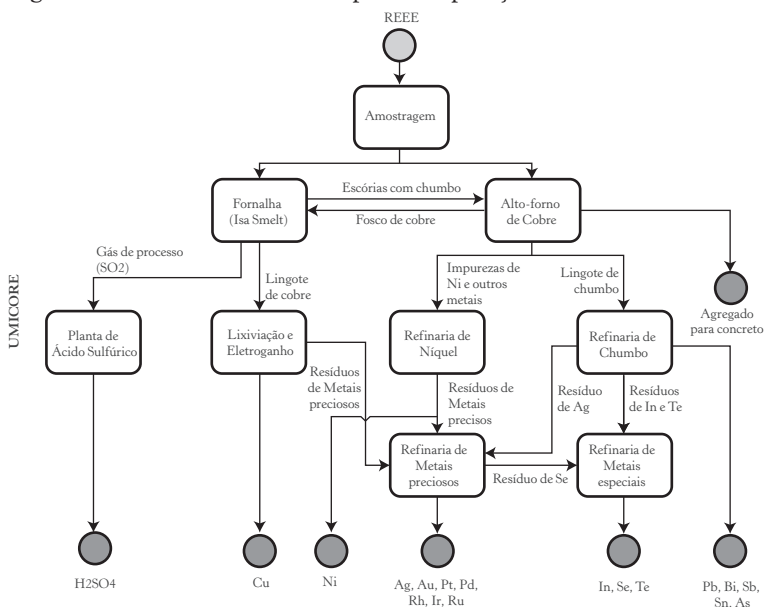
Dados gerais	
Capacidade da unidade (toneladas.mês^{-1})	60 a 100 (CRT) 50 (outros REEE)
Horas de operação (horas.ano^{-1})	5.000 (dois turnos)
Receitas	
Taxas de processamento (€.tonelada^{-1})	59 ou 80-110
Vidro de CRT (€.tonelada^{-1})	15 (lavado)
	10 (não-lavado)
Metais ferrosos (€.tonelada^{-1})	150
Plásticos (€.tonelada^{-1})	120 (frações pretas ou cor leve)
Custos	
Trabalho (€.hora^{-1})	0,8 a 6,0 (de acordo com produtividade)
Lavagem do vidro de CRT (€.tonelada^{-1})	5
Disposição do fósforo em aterro (€.tonelada^{-1})	180

Fonte: Teri (2016)

A principal indústria recicladora de PCI no mundo chama-se Umicore, localizada na Bélgica. Seu processo envolve uma combinação de pirometalurgia e hidrometalurgia, que permite a recuperação de 17 metais presentes nos REEE: estanho (Sn), telúrio (Te), prata (Ag), selênio (Se), rutênio (Ru), ródio (Rh), platina (Pt), paládio (Pd), níquel (Ni), chumbo (Pb), irídio (Ir), índio (In), ouro (Au), cobre (Cu), bismuto (Bi), arsênio (As) e antimônio (Sb). As etapas do sistema de processamento da Umicore são ilustradas na Figura 5, e consistem essencialmente em três fases (Umicore, 2017):

- Amostragem e ensaios: determinam a composição química das amostras de REEE recebidos na unidade, visando otimizar a acurácia do processo e os custos de manejo;
- Operações de Metais Preciosos (PMO): visa o refino eficiente, com máximo rendimento, de uma gama de metais preciosos;

- Operações de Metais Base (BMO): visa o processamento flexível dos coprodutos das PMO, com o menor custo possível (Umicore, 2017).

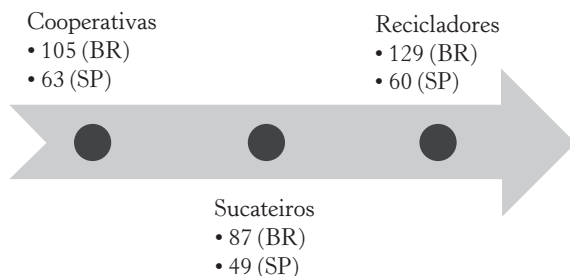
Figura 5 – Processo da Umicore para recuperação de metais dos REEE

Fonte: Adaptado de Hagelüken (2009)

Logística de REEE

Por fim, um aspecto de extrema importância para a viabilização da logística reversa de REEE no Brasil é a logística desses resíduos, desde os pontos de sua geração até as unidades de beneficiamento. Um conhecido banco de negócios do setor de reciclagem no Brasil (Cempre, 2017) possuía cadastradas, em 2017, 129 empresas autodeclaradas como *recicladores de REEE*, das quais aproximadamente metade (60) estavam localizadas no estado de São Paulo.

Uma rota comum dos REEE no Brasil está ilustrada na Figura 6, e consiste (1) na coleta, armazenamento e possível desmontagem

preliminar em cooperativas; (2) na comercialização para sucateiros, que podem apenas armazenar ou também desmontar os REEE; e (3) na posterior venda para os recicladores. Esses normalmente fazem uma separação minuciosa dos componentes, de acordo com as exigências dos seus clientes (recicladores industriais nacionais ou estrangeiros), podendo envolver a trituração dos componentes separados para melhor logística.

Figura 6 – Rota comum dos REEE no Brasil, e quantidade de atores, por tipo

Fonte: Adaptado de Cempre (2017)

Nota-se em um levantamento da ABDI (2012) que o estado de São Paulo é majoritário na presença desses atores da logística reversa dos REEE no Brasil. Essa situação também caracteriza um desafio da viabilização da logística reversa de REEE no país, especialmente para a distância a ser percorrida pelos resíduos gerados nas regiões Norte e Nordeste. Dessa forma, é imperativo que sejam viabilizadas soluções regionalizadas para as etapas mais relevantes da logística reversa no Brasil, de forma a minimizar os custos de transporte e maximizar a recuperação de valor dos REEE.

Referências bibliográficas

ABDI. *Logística Reversa de Equipamentos Eletroeletrônicos*. Análise de viabilidade técnica e econômica. Agência Brasileira de Desenvolvimento Industrial – ABDI, 2012. p.177.

ABRELPE. *Panorama of solid waste in Brazil 2015*. [s.l: s.n.], 2015.

ARAUJO, M. G. et al. A model for estimation of potential generation of waste electrical and electronic equipment in Brazil. *Waste Management*, v.32, n.2, p.335-342, fev. 2012.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. *NBR 10.004:2004* – Resíduos sólidos – Classificação. São Paulo: ABNT, 2004a.

_______. *NBR 10005:2004* – Procedimento para obtenção de extrato lixiviado de resíduos sólidos. São Paulo: ABNT, 2004b. p.16.

BACHÉR, J.; MROTZEK, A.; WAHLSTRÖM, M. Mechanical pre-treatment of mobile phones and its effect on the Printed Circuit Assemblies (PCAs). *Waste Management*, New York, v.45, n.3, p.235-245, 2015.

BRASIL. Lei n.12.305/2010 – Estabelece a Política Nacional de Resíduos Sólidos, 2010.

CEMPRE. Pesquisa Ciclosoft 2016.

_______. Serviços: Recicladores. 2017.

COMLURB. CARACTERIZAÇÕES GRAVIMÉTRICA E BACTERIOLÓGICA DE RESÍDUOS SÓLIDOS DOMICILIARES DA CIDADE DO RIO DE JANEIRO – 2013. Rio de Janeiro: [s.n.], 2013.

HAGELÜKEN, C. Recycling of precious metals – current status, challenges, developments Proc. of EMC 2009. *Anais*... GDMB, 2009

HUISMAN, J. et al. 2008 Review of Directive 2002/96 on Waste Electrical and Electronic Equipment (WEEE). United Nations University: Bonn, ..., n. August 2007, 2008.

IPEA. Situação Social das Catadoras e dos Catadores de Material Reciclável e Reutilizável – Brasil. 2013. p.76.

KIDDEE, P.; NAIDU, R.; WONG, M. H. Electronic waste management approaches: an overview. *Waste Management*, New York, v.33, n.5, p.1237-1250, maio 2013.

LUNDGREN, K. *The global impact of e-waste Addressing the challenge*. Genève: International Labour Office, Programme on Safety and Health at Work and the Environment (SafeWork), Sectoral Activities Department (Sector), 2012.

ONGONDO, F. O.; WILLIAMS, I. D.; CHERRETT, T. J. How are WEEE doing? A global review of the management of electrical and electronic wastes. *Waste Management*, New York, v.31, n.4, p.714-730, abr. 2011.

ROBINSON, B. H. E-waste: An assessment of global production and environmental impacts. *Science of the Total Environment*, v.408, n.2, p.183-191, dez. 2009.

RODRIGUES, A. C.; GUNTHER, W. M. R.; BOSCOV, M. E. G. Estimativa da geração de resíduos de equipamentos elétricos e eletrônicos de origem

domiciliar: proposição de método e aplicação ao município de São Paulo, São Paulo, Brasil. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v.20, n.3, p.437-447, 2015.

SOUZA, R. G. *Modelling and Sustainability Assessment of Waste Management Systems Based on Multiple Stakeholders' Perspectives*. Rio de Janeiro, 2014. Tese (Doutorado) – Instituto Alberto Luiz Coimbra de Pós-Graduação e Pesquisa em Engenharia, Universidade Federal do Rio de Janeiro.

SOUZA, R. G. et al. Economic drivers for the development of E-Waste Management in East Africa and Brazil, In: 15th INTERNATIONAL WASTE MANAGEMENT AND LANDFILL SYMPOSIUM. *Anais*... Proceedings Sardinia, 2015a.

SOUZA, R. G. et al. Definition of sustainability impact categories based on stakeholder perspectives. *Journal of Cleaner Production*, v.105, p.41-51, set. 2015b.

SOUZA, R. G.; ABBONDANZA, M. N. M.; PALANCA, C. F. Household wee generation estimate in São José dos Campos, Brazil. In: 16th INTERNATIONAL WASTE MANAGEMENT AND LANDFILL SYMPOSIUM, *Anais*... Proceedings Sardinia, 2017.

SOUZA, R. G. de et al. Sustainability assessment and prioritization of e-waste management options in Brazil. *Waste Management*, v.57, February 2016.

SPITZBART, M.; HERBECK, E.; SCHLUEP, M. *Business Plan Calculation Tool for Manual E-waste Dismantling Facilities*. [s.l.]: United Nations University / StEP Initiative, 2016.

STEP. StEP E-Waste World Map. 2017.

TERI. Creation of optimum knowledge bank for efficient e-waste management in India. 2016.

UMICORE. *Precious Metals Refining*. Disponível em: <https://pmr.umicore.com/en/about-us/process/>. Acesso em: 21 out. 2017.

VALLE, R. A. B.; SOUZA, R. G. (Org.). *Logística reversa processo a processo*. São Paulo: Atlas, 2014.

WANG, F. et al. Enhancing e-waste estimates: improving data quality by multivariate Input-Output Analysis. *Waste Management*, New York, v.33, n.11, p.2397-2407, nov. 2013.

7
Materiais compósitos: desafios da reciclagem e reúso

Marcos Yutaka Shiino
Mirabel Cerqueira Rezende

A relação dos compósitos poliméricos com a natureza: benefícios

A introdução dos polímeros na sociedade moderna trouxe inúmeras vantagens para o ser humano em diferentes áreas de sua vida cotidiana. Nesse sentido, destaca-se a praticidade do seu uso em embalagens em geral, que conferem menor massa específica, facilidade na conformação de diferentes formatos, cores e no atendimento de requisitos de segurança. Os polímeros ainda servem como meio de comunicação visual e conferem facilidades na manufatura e no transporte, associadas à redução de custo, quando substituem embalagens de metal ou vidro. Essas características proporcionam redução de consumo de combustível, quando avalia-se a área de transporte de produtos (Al-Salem; Lettieri; Baeyens, 2009; Hopewell; Dvorak; Kosior, 2009).

Associada às vantagens do uso de plásticos na vida moderna, a categoria dos denominados polímeros termoplásticos, especialmente, tem sido motivo de grandes problemas ambientais, pelo seu elevado volume consumido, normalmente associado ao descarte em curto prazo. É notório que esse tipo de descarte é um potencial agente de contaminação do meio ambiente, afetando, consequentemente, a

vida dos seres vivos (Cheng et al., 2010; Derraik; Sciences; Zealand, 2002; He et al., 2015). Em paralelo aos problemas apresentados com o descarte desse tipo de material ao longo das últimas décadas, houve um grande avanço no desenvolvimento de tecnologias de reciclagem de polímeros termoplásticos, as quais têm disponibilizado polímeros competitivos para uso, quando comparados com os plásticos "virgens" (Bisio; Xanthos, 1994).

Considerando as vantagens apresentadas pelos polímeros, uma nova classe de material foi desenvolvida para aplicações que requerem melhores propriedades mecânicas – os compósitos poliméricos – que se beneficiam da baixa massa específica das matrizes poliméricas (em torno de 1,20 g/cm^3) (Cytec Engineered Materials, 2002; Daniel; Ishai, 2006; Takayanagi; Kajiyama, 1980).

Assim como os plásticos, os compósitos poliméricos passaram por um processo de amadurecimento tecnológico, no sentido de melhor entender o seu comportamento mecânico, até que essa classe de materiais conquistasse espaço reconhecido no século XXI, com aplicações nos setores esportivo, de construção civil, transporte, aeroespacial, dentre outros.

Como apresentado, as aplicações dos compósitos poliméricos são abrangentes, incluindo desde a área de lazer até as que requerem rígidos requisitos de uso, como a aeroespacial. Essa versatilidade de aplicações se dá pela possibilidade de se obter propriedades específicas, em razão das diferentes possibilidades de arranjo do reforço (fibras), de acordo com os requisitos de projeto, reduzindo, dessa forma, o peso estrutural e o consumo de material (Varga et al., 2010). Em termos de volume consumido, os compósitos poliméricos baseados em fibra de vidro impregnada com matriz polimérica termorrígida estão no topo da lista (Wambua; Ivense; Verpoest, 2003).

No setor aeroespacial, mais especificamente, destacam-se os compósitos de fibra de carbono impregnada com matrizes termorrígidas do tipo resina epóxi, por exemplo, e termoplásticas (Daniel; Ishai, 2006; Shiino et al., 2015). A aplicação de compósitos poliméricos trouxe grandes benefícios para o setor aeronáutico, como a redução na emissão de dióxido de carbono (CO_2) e o aumento de

autonomia de viagens sem escalas para abastecimento (Atag, 2016; Varadarajan, 2009).

Na aviação, o emprego de compósitos poliméricos promoveu uma grande evolução na inovação de materiais para aviões de grande porte, tendo em vista a grande dificuldade de produção e projeto de componentes estruturais de grandes dimensões. A substituição de materiais metálicos por compósitos poliméricos tem sido um grande desafio na indústria aeronáutica, visando a diminuição do peso estrutural e, consequentemente, a redução nas emissões de gases poluentes (Williams; Starke, 2003). A redução nas emissões de gases é ainda mais importante no setor aeronáutico, pois, em grandes altitudes, os gases oriundos da queima de combustíveis têm efeito duas vezes mais severo, no que diz respeito às mudanças do clima, quando comparado com gases emitidos ao nível do mar (Babikian; Lukachko; Waitz, 2002). Nesse sentido, a justificativa da busca por materiais mais leves e resistentes, mesmo que de custo mais elevado, se baseia no fato de que o transporte aéreo é o responsável pelo maior consumo de combustível de origem não renovável, mais especificamente, o querosene de aviação (Dagaut; Cathonnet, 2006). O querosene de aviação emite, na sua combustão, gases que contribuem com o efeito estufa, além de outros compostos que podem causar outros danos (Dagaut; Cathonnet, 2006; Lee et al., 2010). Portanto, investir em estruturas mais leves é um grande passo para amenizar o problema, em um mercado que cresce por volta de 7% ao ano em voos regionais (Babikian; Lukachko; Waitz, 2002).

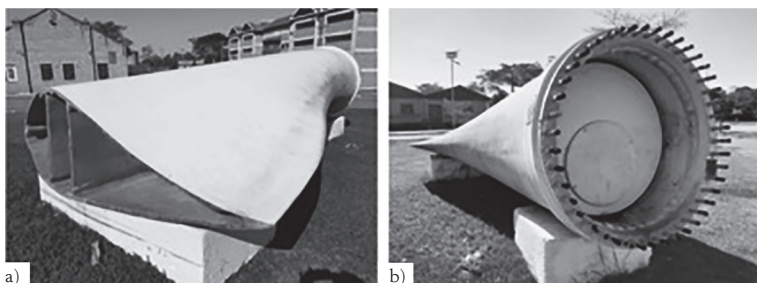
A redução de peso em aeronaves que utilizam materiais compósitos chega a 20% em substituição às ligas de alumínio (Atag, 2016). E a redução no uso de combustível pode chegar a 20% em aeronaves que empregam um volume total de 50% em materiais compósitos poliméricos (Lee; Mo, 2011). Considerando-se que mundialmente se consomem 205 milhões de toneladas de querosene de aviação por ano, poder-se-ia atingir uma redução de consumo por volta de 41 milhões de toneladas do mesmo combustível (Worldwatch, 2016).

Outro setor em que os compósitos se fazem presentes é na economia de recursos não renováveis, destacando-se a produção de energia

a partir de turbinas eólicas, cujas pás precisam de elevado módulo de elasticidade para suportar a força do vento. Nesse caso, utilizam-se pás de compósito de fibra de vidro e matriz de resina poliéster insaturada (termorrígida) (Amenabar et al., 2011). A energia eólica é uma forma de energia renovável, reabastecida diariamente quando parte da terra é aquecida pelo sol e o ar arremete-se para preencher as áreas de baixa pressão, gerando o vento. Ela é considerada atualmente a fonte renovável mais competitiva e com melhor relação custo/benefício na geração de eletricidade (Wind Europe, 2017). Uma turbina composta com pás acima de 40 m de comprimento, diâmetro do rotor acima de 80 m e montado em uma torre de 80 m de altura pode gerar 1,8 MW de potência. Um sistema como esse descrito é capaz de fornecer eletricidade suficiente para 600 casas, com um custo superior a 1,5 milhões de dólares (Dawson, 2003). Cada pá, em material compósito polimérico, ilustrada na Figura 1, utilizada em um gerador de energia eólica, pode pesar de 8 a 11 toneladas, em média, e a sua produção, atualmente, é a área de maior consumo de reforço contínuo, principalmente de fibras de vidro (Barros, 2009).

Figura 1 – Pá eólica: a) seção transversal; e b) detalhe para acoplamento do rotor

a)

b)

Fonte: acervo pessoal dos autores

Vale ainda mencionar que o crescente domínio das técnicas de processamento e de projeto de materiais compósitos tem promovido a redução de custo de produção de componentes em compósitos poliméricos, tornando mais viável e atrativa a aplicação em massa dessa

classe de materiais no setor automotivo, que tem planos de desenvolvimento para produção em pequena escala (Cunningham, 2017).

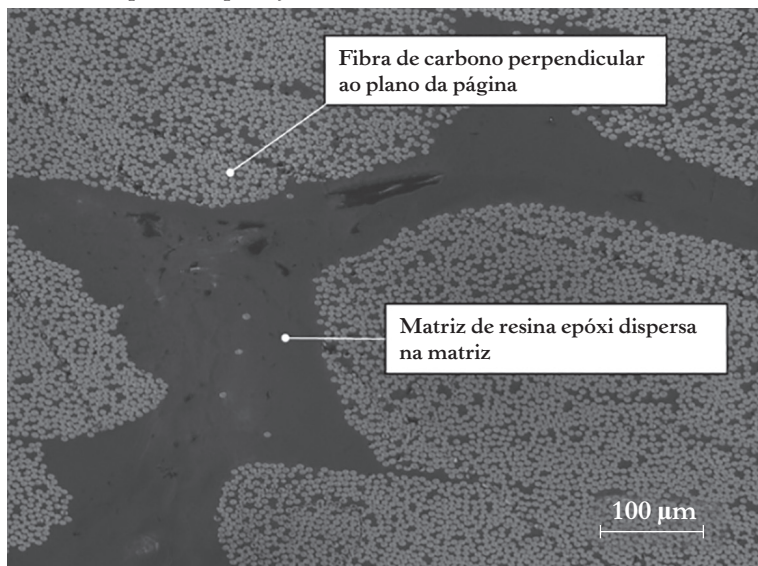
São inúmeras as vantagens apresentadas pelos compósitos poliméricos e diversas são as suas aplicações, na maioria das vezes em bens duráveis, o que pode gerar problemas futuros, quando o material passa a não ter mais função estrutural, por danos, ou se torna obsoleto com o desenvolvimento de outras tecnologias.

Nesta seção foram apresentadas as vantagens dos materiais compósitos. Nas seções subsequentes serão abordadas as características químicas e as possíveis soluções para a reciclagem, visando o aumento da vida útil na forma de novos produtos ou na obtenção de matéria-prima para novos processos. Ao final do capítulo serão apontadas as tendências futuras, rumo aos compósitos poliméricos "verdes" sustentáveis.

Visão geral dos impactos ao meio ambiente de compósitos poliméricos

Para melhor compreensão de como os materiais compósitos poliméricos podem interferir no ciclo de reciclagem ou de reuso e, portanto, ter um destino mais adequado, é importante ter conhecimento prévio de suas principais características. Entende-se no presente texto que a reciclagem envolve um determinado processo de transformação do material, por meio térmico (pirólise), mecânico (por exemplo, moagem) ou químico (por exemplo, solvólise) de um dos componentes do compósito. Já o termo reúso refere-se à utilização do descarte sem sua modificação, ou seja, como disponibilizado, para a obtenção de outros produtos com uma finalidade distinta da proposta original. Essa definição está baseada na lei brasileira 12.305/2010, Capítulo II, Artigo 3º, XIV e XVIII (Planalto, 2016).

Os compósitos poliméricos são constituídos por reforços (usualmente fibras) dispersos em uma matriz polimérica termorrígida ou termoplástica (Kang; Jung; Lee, 2000; Velde; Kiekens, 2001), como ilustra a micrografia apresentada na Figura 2, a qual é representativa

Figura 2 – Vista da seção transversal de um compósito de fibra de carbono/resina epóxi de aplicação aeronáutica

Fonte: os autores

de um compósito de fibra de carbono contínua em uma matriz de resina epóxi. A matriz termorrígida tem a característica de ser insolúvel e infusível após a fase de cura da resina, pela presença de ligações cruzadas entre as cadeias poliméricas. Essas ligações são do tipo covalente, fazendo que as cadeias poliméricas sejam fortemente ligadas, o que limita ou mesmo impede os seus movimentos relativos com o fornecimento de calor. Exigindo, assim, energia elevada para o seu rompimento. Já a matriz termoplástica tem a característica de possuir ligações mais fracas, do tipo intermolecular, entre as cadeias poliméricas. Esse tipo de interação possibilita a dissolução, amolecimento ou fusão do polímero, que pode ser posteriormente remoldado e transformado em outro produto com características distintas da original (Canevarolo Júnior, 2002). Nesse caso, a reciclagem ou o reuso de compósitos com matriz termoplástica é facilitada.

Em razão das características físicas do pré-polímero termorrígido (macromolécula de baixa massa molar – oligômero), isto é,

com baixa viscosidade à temperatura ambiente, esse tipo de matriz tem predominado em diversas aplicações, por favorecer a impregnação do reforço (por exemplo, a fibra). Componentes de grandes dimensões são mais viáveis de serem processados com polímero termorrígido, pelo fato de o precursor desse tipo de matriz polimérica percorrer maiores distâncias em meios porosos, entre as fibras, por exemplo, o que justifica seu maior emprego na área de materiais compósitos (Mouton et al., 2010). Em razão dessa facilidade, o uso de matrizes termorrígidas tem crescido ao longo dos anos (Pimenta; Pinho, 2011).

Os diversos benefícios que a matriz termorrígida oferece em propriedades mecânicas conferem, por outro lado, maior dificuldade na reciclagem e reúso, por se apresentarem resistentes ao ataque por diversos reagentes, a efeitos térmicos e a alguns processos mecânicos. Por esse motivo, o descarte em aterros de peças no final do ciclo de vida tem sido inviabilizado, pelo fato de no futuro poder trazer problemas de maiores proporções (Al-Salem; Lettieri; Baeyens, 2009; Yan et al., 2014).

A demanda por compósitos de matriz termorrígida reforçada com fibra de carbono tem crescido anualmente a uma razão de 15.000 a 55.000 toneladas/ano e espera-se chegar a 140.000 toneladas/ano até 2020 (Witik et al., 2013). Com as circunstâncias apresentadas na primeira seção deste capítulo, verifica-se que o aumento da demanda por compósitos poliméricos já é uma realidade, com o consequente incremento na geração de resíduos provenientes dos setores produtivo e de pesquisas. Em razão das naturezas indissolúvel e infusível dos compósitos termorrígidos e da dificuldade de sua moagem, esse tipo de compósito ainda não tem valor comercial competitivo para a reciclagem e reúso, e o destino final ainda está sendo priorizado em aterros ou em incineradoras (Witik et al., 2013; Yan et al., 2014). Mesmo os compósitos de matriz termoplástica ainda são pouco considerados para reciclagem e reúso pelo de a presença dos reforços de fibras dificultar o seu reaproveitamento.

Quando materiais compósitos são dispostos em aterros, há o problema da sua baixa taxa de degradação pela natureza, além

Figura 3 – Aviões fora de uso para exposição em museu, Rio de Janeiro, Brasil

Fonte: Leonardo Miguel Silva Martins

da possibilidade de difusão de aditivos e outros plastificantes no solo e águas, com a consequente contaminação da fauna e flora (Thompson et al., 2010), sabendo-se que esses elementos podem ser potenciais causadores de danos à saúde em seres vivos. Produtos descartados ao fim do seu ciclo de vida útil, como algumas das carcaças de aviões ilustradas na Figura 3 e pás de energia eólica mostradas na Figura 1, podem ainda potencializar a dispersão de doenças indiretamente, como aquelas causadas por proliferação de mosquitos. No aterro ainda há danos indiretos, como a diminuição de sua vida útil em razão da natureza impermeável dos polímeros, que impede a degradação de outros materiais e interfere na circulação dos gases que auxiliam nos processos de degradação. Além dos descartes ocuparem extensas áreas e grandes volumes (Magrini, 2012). Essas questões são abordadas no âmbito de matrizes termoplásticas, porém se agravam quando se trata de matrizes termorrígidas, em razão de sua maior densidade de ligações cruzadas, que lhe confere maior inércia química e estabilidade térmica.

A incineração de materiais compósitos é uma alternativa para evitar o uso de aterros e outros meios em que podem ficar expostos na natureza. Porém, há a possibilidade de contaminação do

ambiente com seus gases tóxicos, que podem ser cerca de oito vezes mais tóxicos que os voláteis da queima da madeira, e três vezes mais tóxicos que os gases gerados na incineração do Policloreto de Vinila (PVC) (Gardner Business Media, 2017; Gupta, 2009).

Ainda há poucos dados com relação ao gerenciamento de resíduos de compósitos de fibra de carbono e matriz termorrígida, pois como são bens duráveis, os efeitos serão conhecidos mais e longo prazo, caso as pesquisas para solucionar o problema da reciclagem não ocorram de forma efetiva.

Soluções ao final do ciclo de vida dos compósitos poliméricos

A reciclagem ou reúso de materiais, de modo geral, é estimulada pelo crescimento populacional, pois esse acarreta o consequente aumento do consumo de bens duráveis, como materiais de construção, e de itens de curto ciclo de vida, como eletrodomésticos e embalagens. Nesse último caso, o aumento de descartes de materiais plásticos, ao nível mundial, é crescente (Bajracharya et al., 2014).

Quando se trata da reciclagem ou reuso de compósitos a base de fibra de carbono, a motivação é grande, pois envolve a recuperação desse nobre tipo de reforço, que tem um custo de produção elevado, atribuído à elevada demanda de energia (183-286 MJ/kg) na sua obtenção (Giannadakis; Szpieg; Varna, 2011; Howarth; Mareddy; Mativenga, 2014).

Nesse caso, em particular, vale mencionar que a reciclagem de materiais compósitos termorrígidos reforçados por fibras de carbono é muito desafiadora, em razão da complexa composição dessa classe de materiais, formada por fibras de elevada resistência e matriz polimérica rica em ligações cruzadas, às vezes associados à presença de outros materiais, como colmeias e fixações metálicas (Pickering, 2006).

Diante disso, o descarte de compósitos e de pré-impregnados (material com resina termorrígida não curado) com fibra de carbono,

quando realizado por meio de incineração, resulta na perda da fibra durante o processo de queima do descarte, o que é pouco atrativo. Somado a isso, tem-se o impacto ambiental envolvido nesse processo. Assim, essa rota de descarte está sendo progressivamente descontinuada pelas grandes indústrias (Souza, 2017).

Nesse sentido, desenvolvimentos relacionados ao reaproveitamento de compósitos em fim de vida vêm sendo realizados, especialmente por algumas empresas fabricantes de aeronaves, envolvendo o desmanche e o redimensionamento em pedaços menores, gerando novos produtos, ou seja, a reciclagem de componentes. Processo conhecido na literatura como reciclagem direta de compósito estrutural (Asmatulu; Twomey; Overcash, 2014). Essa opção é a de menor impacto ao meio ambiente, quando comparada com a incineração das fibras como insumo na produção de energia, ou com o descarte em aterros sanitários (Witik et al., 2013). Prevê-se que até 2020, 80% das peças em fibra de carbono devem ser reaproveitadas, e até 2025 esse percentual deve subir para 95% (Sloan, 2016; Souza, 2017).

A literatura mostra que a reciclagem de compósitos envolve, basicamente, reciclagens química, térmica ou mecânica, descritas a seguir.

Reciclagem química

A reciclagem por métodos químicos envolve a depolimerização e/ou decomposição da matriz polimérica aderida ao reforço em oligômeros (cadeias de massa molar menor que 1.000 g/mol), por procedimentos que envolvem reações químicas, ou seja, pelo uso de reagentes químicos, onde a fibra permanece o mais intacta possível e, posteriormente, é coletada. Geralmente, esse ataque ocorre em temperaturas inferiores a 180 °C. A reciclagem química caminha para uma solução que possibilita que o material passe por um novo processo de reciclagem, o que seria a segunda reciclagem, definida neste texto como reciclagem nobre. Implicitamente, na literatura esse processo pode ser designado como "*upcycling*", pois o produto

final pode apresentar características melhores que a anterior (Zhuo; Levendis, 2014).

O método químico mais utilizado na remoção da matriz termorrígida é realizado por meio da reação de oxidação da matriz com reagentes específicos, como o uso do ácido nítrico para algumas resinas epóxis (Yan et al., 2014). O uso de ácido sulfúrico também é realizado nesse processo, que promove a separação das fibras de carbono da matriz de resina termorrígida por digestão ácida. Com relação ao uso de ácido sulfúrico, resultados da literatura mostram que o material reciclado apresenta propriedades mecânicas em tração, compressão e flexão 42% a 55% menores, quando comparados com o laminado com fibras contínuas virgens (Feraboli et al., 2011).

De maneira geral, resultados obtidos na recuperação de fibra de carbono, via digestão ácida, mostram que laminados produzidos com fibras recicladas apresentam potencial para uso em componentes com baixas exigências estruturais. A utilização de reagentes específicos para esse fim pode ser economicamente inviável e pode ser danoso à natureza (Okajima et al., 2014).

Para superar essas dificuldades, pesquisadores têm potencializado o poder dos solventes para a quebra das ligações, utilizando temperatura e pressão elevadas. Esses parâmetros são ajustados para que o solvente atinja condições chamadas de supercríticas (ponto em que não há mudança da fase líquida para vapor). A grande vantagem em se utilizar condições supercríticas é o emprego de solventes mais baratos e menos agressivos ao meio ambiente. Nessas condições, o solvente tem melhores condições de se difundir na estrutura da matriz termorrígida, oxidá-la e separá-la da fibra de carbono (Xu; Li; Ding, 2013). Apesar de o método de extração ter possibilidade de utilizar reagentes de menor custo, a reação exige equipamentos que são restritos à manipulação de material em pequena escala, sendo este o grande desafio dessa tecnologia.

Estudo envolvendo a reciclagem via dissolução da matriz polimérica em soluções aquosas supercríticas verificou a influência do comprimento da fibra e seu alinhamento. Esse trabalho utilizou fibras de carbono recicladas com comprimentos entre 50 e 200 mm

e o resultados mostram a perda de resistência à tração em 27%, em comparação com o material compósito processado com fibra contínua (Gillet; Mantaux; Cazaurang, 2015).

Um método químico que está em uso em escala industrial é a solvólise, em que o compósito é exposto entre 250 °C e 700 °C, mais comumente até 200 °C, sob pressão, em um meio de álcool benzílico e fosfato tricálcio como catalisador do processo, por exemplo, convertendo a resina curada em álcoois de baixa distribuição de massa molar (Gardiner, 2014; Shibata; Nakagawa, 2014). Uma vantagem de se utilizar o método de extração química para a recuperação da fibra de carbono é o potencial reaproveitamento da matriz, a qual se encontra dissolvida nos reagentes que foram previamente utilizados nas reações de decomposição oxidativa (Okajima et al., 2014).

Reciclagem térmica

A depolimerização/degradação da matriz polimérica pela ação térmica é conhecida como pirólise e já é reconhecida como um processo empregado em escala industrial na recuperação da fibra de carbono (Yang et al., 2015). No processo de pirólise ocorre a degradação/depolimerização da matriz termorrígida, gerando voláteis de menor massa molar, pela ação da temperatura (entre 300 °C e 800 °C), sob atmosfera controlada para evitar a oxidação excessiva da fibra de carbono, e com isso não acarretar a excessiva redução da sua resistência mecânica. Esse processo permite a recuperação de fibras longas. A combinação da temperatura com o tipo de gás no reator tem grande influência na qualidade final da fibra reciclada (Blazsó, 2009; Meyer; Schulte, 2009; Nahil; Williams, 2011; Pickering; 2006; Pimenta; Pinho, 2011, 2012).

A pirólise pode também ser complementada com tratamentos adicionais, como a oxidação para a remoção de material remanescente na fibra. Os resultados têm sido competitivos com a fibra "virgem", com algumas perdas na resistência à tração do reforço recuperado. A partir da reciclagem térmica aproveita-se a fibra para

a obtenção de novos compósitos e o gás remanescente da degradação da matriz pode ser aproveitado na recuperação energética do referido processo (Blazsó, 2009; Meyer; Schulte, 2009; Nahil; Williams, 2011; Pickering, 2006; Pimenta; Pinho, 2011, 2012).

A produção de reciclados de compósitos de fibra de carbono por pirólise tem apresentado desempenho competitivo, com a sua implementação na escala produtiva. No entanto, há que considerar que esse processo deve ser muito bem monitorado, pois em condição mais agressiva a resistência mecânica da fibra de carbono pode cair drasticamente (Pimenta; Pinho, 2012).

A reciclagem por pirólise de compósitos reforçados com fibra de vidro também mostra a complexidade do estabelecimento dos parâmetros de processamento na recuperação das fibras, onde tratamentos a 500 °C podem resultar em valores de resistência à tração próximos dos apresentados pelo reforço não reciclado (virgem) (Torres, 2000) e a 600 ºC a fibra de vidro pode apresentar uma queda na resistência à tração de 30% (Cunliffe; Jones; Williams, 2003). Isso mostra que as propriedades de compósitos processados pelo uso de fibras recicladas são diretamente influenciadas pelos parâmetros utilizados no processo de reciclagem do compósito descartado.

A literatura mostra que ensaios mecânicos de compósitos com fibra de carbono reciclada por pirólise apresentam bons resultados, quando comparados com compósitos de fibra de vidro virgem. Nesse caso, laminados de resina epóxi com 20% em volume de fibra de carbono reciclada exibem módulo em tração equivalente ao de laminados com 50% em volume de fibra de vidro contínua (Gardiner, 2014).

Outro método de reciclagem térmica que tem sido pesquisado é o de oxidação em leito fluidizado. Esse processo consiste na combustão da matriz polimérica em um ambiente aquecido a temperaturas entre 450 °C e 550 °C, enriquecido com oxigênio. Durante o aquecimento, ocorre a oxidação do compósito e as fibras resultantes dessa etapa são novamente expostas a um ambiente com ar e temperaturas mais elevadas, para serem limpas (Turner; Pickering; Warrior, 2011).

Comparativamente, os processos de reciclagem mecânica e por pirólise convencional são considerados menos agressivos que o de leito fluidizado, em termos de impacto ambiental, devido à produção de gases menos nocivos. A pirólise produz metano, hidrogênio e hidrocarbonetos (Morin et al., 2012). Entretanto, o leito fluidizado é um processo mais rápido, produzindo reciclados de fibra de carbono entre 15 e 120 minutos (Dauguet et al., 2015).

As duas reciclagens térmicas abordadas até o momento (pirólise convencional e leito fluidizado) são muito promissoras, por manterem as características do reforço as mais próximas possível das verificadas para os materiais originais (material virgem). No entanto, deve-se considerar que esses processos requerem considerável quantidade de energia e cuidadoso estabelecimento dos parâmetros de reciclagem. A alternativa que não preserva as características originais do reforço envolve a reciclagem mecânica.

Reciclagem mecânica

A reciclagem mecânica envolve normalmente a moagem do compósito, com a quebra das fibras, viabilizando a utilização do compósito moído como carga para asfalto, madeira artificial e na construção civil, por exemplo. A reciclagem mecânica tem como principal vantagem não utilizar produtos tóxicos durante o seu processamento. Entretanto, este processo promove uma significativa degradação das propriedades mecânicas do reforço (Pimenta; Pinho, 2011; Stoeffler et al., 2013).

Esse processo é relativamente simples, entretanto só é possível produzir fibras curtas, além de exigir gastos de energia. Estudos mostram que a quebra das fibras em tamanhos reduzidos acarreta perdas significativas de suas propriedades mecânicas, limitando, consequentemente, a obtenção de novos produtos com melhores propriedades mecânicas. Nesse sentido, a separação adequada dos fragmentos da moagem por peso confere melhores propriedades mecânicas aos reciclados de fibra de vidro (Palmer et al., 2009).

A literatura apresenta alguns experimentos utilizando fibras de carbono picadas com 25 mm, 50 mm e 75 mm, posicionadas de maneira aleatória, citando a dificuldade de processamento para cortar as fibras e garantir uma concentração adequada de fibras por área. Quando a gramatura de fibras/área coberta é reduzida de 2,25 kg/ m^2 para 0,75 kg/m^2, os resultados de resistência à tração apresentam um decréscimo em torno de 19%, o que mostra a importância do controle do posicionamento das fibras picadas, tornando o processo oneroso (Harper et al., 2006).

Reúso

Como já mencionado neste capítulo, o reúso refere-se à utilização do descarte sem a modificação de suas características originais, para a obtenção de outros produtos com finalidade distinta da proposta inicial. Na área de materiais compósitos reforçados com fibras contínuas, prevê-se o uso do descarte do material pré-impregnado (matéria-prima no processamento de componentes por autoclave), após o seu corte no setor produtivo, antes de passar pelo processo de cura, ou seja, a sua utilização com as mesmas características originais da matéria-prima.

Algumas pesquisas relacionadas ao reúso do descarte de materiais pré-impregnados com fibra descontínua têm sido realizadas nas últimas décadas. Nessa área, têm-se estudos envolvendo o reúso de descartes de material pré-impregnados de fibra de carbono descontínua na indústria automobilística, ao invés de fibra de vidro contínua, com boa aceitação nesta substituição (Palmer et al., 2010). O reúso de pré-impregnado de fibra de carbono na obtenção de componentes de uso secundário na indústria aeronáutica também mostra resultados promissores (Nilakantan; Nutt, 2015; Souza, 2017).

Perspectivas futuras

A forma considerada mais nobre para se reciclar um compósito a base de matriz termorrígida envolve a completa remoção da matriz polimérica da fibra, com o aproveitamento do reforço recuperado em sua forma íntegra. Nesse sentido, o aproveitamento da matriz polimérica ou de seus produtos de decomposição deve também ser considerado.

Como apresentado neste capítulo, pesquisas têm investigado algumas metodologias para que isso seja possível e, de fato, em escala laboratorial algumas tecnologias já se apresentam promissoras. Nesse sentido, a reciclagem por processo químico ou térmico (pirólise e leito fluidizado, por exemplo) é bastante promissora para compósitos de carbono com matriz termorrígida, em razão da seletiva quebra da rede de ligações covalentes da matriz, cujas ligações proporcionam elevadas estabilidades térmica e química. A literatura mostra que o material reciclado tem custo de aproximadamente 70% do custo do material virgem (Yang et *al.*, 2012). Isso demonstra a viabilidade econômica de se utilizar reciclados, embora seja necessário avaliar o comportamento mecânico e a aplicação final prevista para os materiais a serem processados a partir dos materiais recuperados.

Dentre as três tecnologias de reciclagem apresentadas, a reciclagem química promove a obtenção de reciclados de fibras de maior resistência, quando comparada com fibras virgens, obtendo-se entre 85% e 99% da resistência à tração da fibra virgem (Asmatulu; Twomey; Overcash, 2014). A pirólise tem resultados similares à reciclagem química, tendo variações de resistência dependente dos parâmetros de processamento (Pimenta; Pinho, 2012). A reciclagem mecânica é a técnica que apresenta maior decréscimo nas propriedades mecânicas (Asmatulu; Twomey; Overcash, 2014) em razão da interrupção da transmissão da carga ao final da fibra, ocasionada pelo menor comprimento dessa, o que caracteriza o material como compósitos de fibras curtas. Já o reúso de sobras de pré-impregnados oriundo do corte do setor produtivo, com as mesmas características da matéria-prima original, viabiliza a produção de

artefatos de uso secundário no setor aeronáutico, e especialmente no setor automobilístico.

Uma alternativa à utilização de compósitos a base de resina termorrígida na indústria aeronáutica é o uso de compósitos poliméricos a base de matriz termoplástica, visando maior facilidade de sua reciclagem, graças às características de amolecimento/fusão desse tipo de matriz, em comparação ao processo irreversível da reação de cura da matriz termorrígida. Compósitos com matriz termoplástica reforçados com fibras curtas já são bastante consolidados na indústria. Porém, essa área ainda encontra-se em desenvolvimento, quando se trata de fibras contínuas, pelas dificuldades de processamento (Vieille et al., 2013).

O emprego em larga escala de compósitos com matriz termoplástica, em qualquer setor, pode significar melhor aproveitamento desses resíduos no futuro. Em particular para compósitos estruturais, isso pode significar o prolongamento da vida útil do componente, visto que há a possibilidade de reparo de dano interlaminar pelo simples fornecimento de calor. Isso é possível em razão das características de fusão/amolecimento do polímero termoplástico, tornando a utilização dessa classe de compósitos cada vez mais acessível e viável na indústria aeronáutica. A tolerância a danos é outro aspecto positivo dos polímeros termoplásticos quando comparado aos temorrígidos, pois possibilita projetos mais flexíveis e mais leves, melhorando, consequentemente, a sua eficiência (Alderliesten, 2013; Braga et al., 2014).

Para transpor algumas dificuldades da reciclagem de compósitos poliméricos, pode-se mencionar a possibilidade da utilização de fontes de recursos renováveis para a manufatura de produtos sustentáveis, nesse caso os biocompósitos. Essa alternativa já é realidade para alguns setores industriais, mas ainda apresenta desvantagens como baixa confiabilidade ou difícil predição das propriedades mecânicas. O fato de os polímeros ou fibras serem produzidos a partir de fontes não dependentes de combustíveis fósseis já apresenta uma grande vantagem. As fibras derivadas de plantas estão em amplo estudo e já substituem, em alguns casos, a fibra de vidro. A matriz

polimérica também pode ser sintetizada a partir de matéria-prima de fontes renováveis que, combinada com a fibra natural, se torna mais sustentável. Nesse caso, a incineração desses ao final do ciclo de vida causaria menos impactos ambientais. No entanto, o maior atrativo dessa classe de polímeros e compósitos poliméricos é que, por serem parcial ou totalmente biodegradáveis, aumentam a viabilidade de se tornarem potencial substitutos dos atuais compósitos (Mohanty; Misra; Drzal, 2002), com as vantagens de não fazerem uso de energia no processo de reciclagem e de reduzirem impactos indesejados para nossa sociedade.

Referências bibliográficas

AL-SALEM, S. M.; LETTIERI, P.; BAEYENS, J. Recycling and recovery routes of plastic solid waste (PSW): A review. *Waste Management*, v.29, n.10, p.2625-2643, 2009.

ALDERLIESTEN, R. C. Critical review on the assessment of fatigue and fracture in composite materials and structures. *Engineering Failure Analysis*, v.35, p.370-379, dez. 2013.

AMENABAR, I. et al. Comparison and analysis of non-destructive testing techniques suitable for delamination inspection in wind turbine blades. *Composites Part B: Engineering*, v.42, n.5, p.1298-1305, 2011.

ASMATULU, E.; TWOMEY, J.; OVERCASH, M. Recycling of fiber-reinforced composites and direct structural composite recycling concept. *Journal of Composite*, v.48, p.593-608, 2014.

ATAG. Air Transport Action Group. *Aviation*: Benefits Beyond Borders. [S.l.: s.n.], 2016.

BABIKIAN, R.; LUKACHKO, S. P.; WAITZ, I. A. The historical fuel efficiency characteristics of regional aircraft from technological, operational, and cost perspectives. *Journal of Air Transport Management*, v.8, p.389-400, 2002.

BAJRACHARYA, R. M. et al. An overview of mechanical properties and durability of glass-fiber reinforced recycled mixed plastic waste composites. *Materials and Design*, v.62, p.98-112, 2014.

BARROS, A. S. *Estudo do desalinhamento de fibras nas propriedades mecânicas de compósitos estruturais de pás eólicas*. [s.l.]: Inpe, 2009.

BISIO, A. L.; XANTHOS, M. *How to manage plastic waste – technology and market opportunities*. Munich: Hanser, 1994.

BLAZSÓ, M. Pyrolysis for recycling waste composites. In: *Management, Recycling and Reuse of Waste Composites*. [s.l.]: Woodhead Publishing, 2009. p.101-121.

BRAGA, D. F. O. et al. Advanced design for lightweight structures: Review and prospects. *Progress in Aerospace Sciences*, v.69, p.29-39, ago. 2014.

CANEVAROLO JÚNIOR, S. V. *Ciência dos Polímeros*. São Paulo: Artliber Editora Ltda, 2002.

CHENG, X. et al. Assessment of metal contaminations leaching out from recycling plastic bottles upon treatments. *Environmental Science and Pollution Research*, v.17, n.7, p.1323-1330, 2010.

CREATIVE COMMONS. *Alstom ECO 100 blades*. [s.l.: s.n.], 2013.

CUNLIFFE, A. M.; JONES, N.; WILLIAMS, P. T. Pyrolysis of composite plastic waste. *Environmental Technology*, v.24, n.5, p.653-663, maio 2003.

CYTEC ENGINEERED MATERIALS. *Prism TM EP2400 Resin System*. s.l.: s.n., 2002. p.1-7.

DAGAUT, P.; CATHONNET, M. The ignition, oxidation, and combustion of kerosene: A review of experimental and kinetic modeling. *Progress in Energy and Combustion Science*, v.32, p.48-92, 2006.

DANIEL, I. M.; ISHAI, O. *Engineering mechanics of composite materials*. 2.ed. New York: Oxford University Press, 2006.

DAUGUET, M. et al. Recycling of CFRP for High Value Applications: Effect of Sizing Removal and Environmental Analysis of the SuperCritical Fluid Solvolysis. *Procedia CIRP*, v.29, p.734-739, 2015.

DAWSON, D. K. Big Blades cut wind energy cost. In: *Composites Technology, Engineering and Manufacturing Solutions for Industry*. s.l.: Ray Publishing, Feb. 2003. p.28.

DERRAIK, J. G. B.; SCIENCES, H.; ZEALAND, N. The pollution of the marine environment by plastic debris: a review. *Marine Pollution Bulletin*, v.44, n.9, p.842-852, 2002.

FERABOLI, P. et al. Recyclability and reutilization of carbon fiber fabric / epoxy composites. *Journal of Composite Materials*, v.46, p.1459-1473, 2011.

GARDINER, G. *Recycled carbon fiber update*: Closing the CFRP lifecycle loop. 2014. Disponível em: <www.compositesworld.com/articles/recycled-carbon-fiber-update-closing-the-cfrp-lifecycle-loop>.

GARDNER BUSINESS MEDIA. Composites World. [s.l.: s.n.]., 2017

GIANNADAKIS, K.; SZPIEG, M.; VARNA, J. Mechanical Performance of a Recycled Carbon Fibre/PP Composite. *Experimental Mechanics*, v.51, n.5, p.767-777, 2011.

GILLET, A.; MANTAUX, O.; CAZAURANG, G. Characterization of composite materials made from discontinuous carbon fibres within the framework of composite recycling. *Composites: Part A*, v.75, p.89-95, 2015.

GUPTA, M. Combustion of Composite Materials: Assessment and Quantification of Hazards. *DRDO Science Spectrum*, p.27-30, 2009.

HARPER, L. T. et al. Characterization of random carbon fibre composites from a directed fibre preforming process: Analysis of microstructural parameters. *Composites Part A: Applied Science and Manufacturing*, v.37, n.11, p.2136-2147, nov. 2006.

HE, Z. et al. Pollution characteristics and health risk assessment of volatile organic compounds emitted from different plastic solid waste recycling workshops. *Environment International*, v.77, p.85-94, 2015.

HOPEWELL, J.; DVORAK, R.; KOSIOR, E. Plastics recycling: challenges and opportunities. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, v.364, n.1526, p.2115-2126, 2009.

HOWARTH, J.; MAREDDY, S. S. R.; MATIVENGA, P. T. Energy intensity and environmental analysis of mechanical recycling of carbon fibre composite. *Journal of Cleaner Production*, v.81, p.46-50, 2014.

KANG, M. K.; JUNG, J. J.; LEE, W. IL. Analysis of resin transfer moulding process with controlled multiple gates resin injection. *Composites Part A: Applied Science and Manufacturing*, v.31, n.5, p.407-422, maio 2000.

LEE, D. S. et al. Transport impacts on atmosphere and climate: Aviation. *Atmospheric Environment*, v.44, p.4678-4734, 2010.

LEE, J.; MO, J. Analysis of Technological Innovation and Environmental Performance Improvement in Aviation Sector. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, p.3777-3795, 2011.

MA BUSINESS LTDA. Engineering Materials. 2017. Disponível em: <http://www.materialsforengineering.co.uk/engineering-materials-features/composites-ready-for-mass-production-of-auto-industry/74811/>.

MAGRINI, A. *Impactos ambientais causados pelos plásticos*. Rio de Janeiro: e--paper, 2012.

MEYER, L. O.; SCHULTE, K. CFRP-Recycling Following a Pyrolysis Route: Process Optimization. *Journal of Composite Materialsurnal of Comp*, v.43, n.9, 2009.

MOHANTY, A. K.; MISRA, M.; DRZAL, L. T. Sustainable Bio-Composites from Renewable Resources: Opportunities and Challenges in the Green Materials World. *Journal of Polymer and the Environment*, v.10, p.19-26, April 2002.

MORIN, C. et al. Near- and supercritical solvolysis of carbon fibre reinforced polymers (CFRPs) for recycling carbon fibers as a valuable resource: State of the art. *Journal of Supercritical Fluids*, v.66, p.232-240, 2012.

MOUTON, S. et al. Manufacturing requirements in design: The RTM process in aeronautics. *Composites Part A: Applied Science and Manufacturing*, v.41, n.1, p.125-130, jan. 2010.

NAHIL, M. A.; WILLIAMS, P. T. Recycling of carbon fibre reinforced polymeric waste for the production of activated carbon fibres. *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis*, v.91, n.1, p.67-75, 2011.

NILAKANTAN, G.; NUTT, S. Reuse and upcycling of aerospace prepreg scrap and waste. *Reinforced Plastics*, v.59, n.1, p.44-51, 2015.

OKAJIMA, I. et al. Chemical recycling of carbon fiber reinforced plastic using supercritical methanol. *Journal of Supercritical Fluids*, v.91, p.68-76, 2014.

PALMER, J. et al. Successful closed-loop recycling of thermoset composites. *Composites Part A: Applied Science and Manufacturing*, v.40, n.4, p.490-498, abr. 2009.

_______. Sheet moulding compound (SMC) from carbon fibre recyclate. *Composites Part A: Applied Science and Manufacturing*, v.41, n.9, p.1232-1237, set. 2010.

PICKERING, S. J. Recycling technologies for thermoset composite materials--current status. *Composites – Part A: Applied Science and Manufacturing*, v.37, p.1206-1215, 2006.

PIMENTA, S.; PINHO, S. T. Recycling carbon fibre reinforced polymers for structural applications: Technology review and market outlook. *Waste Management*, v.31, n.2, p.378-392, 2011.

PIMENTA, S.; PINHO, S. T. The effect of recycling on the mechanical response of carbon fibres and their composites. *Composite Structures*, v.94, p.3669-3684, 2012.

PLANALTO. Lei n.12.305, de 5 de Agosto de 2010, capítulo II, artigo 3o, XIV e XVIII.

REVOLVEROCELOT. *Aircraft tails at Davis-Monthan*. [S.l.: s.n.], 2007.

SHIBATA, K.; NAKAGAWA, M. CFRP *Recycling Technology Using Depolymerization under Ordinary Pressure*. [s.l: s.n.], 2014.

SHIINO, M. Y. et al. A brief discussion on (pure mode I) fatigue crack growth rate data in 5HS weave fabric composites: evaluation of empirical relations. *International Journal of Fatigue*, v.84, Dec. 2015.

SLOAN, J. If we recycle it, will they come? [s.l.: s.n.], 2016.

SOUZA, C. S. R. *Estudo dos comportamentos térmico e mecânico de laminados produzidos com retalhos de pré-impregnado de carbono/epóxi*. [s.l.] ITA, 2017.

STOEFFLER, K. et al. Polyphenylene sulfide (PPS) composites reinforced with recycled carbon fiber. *Composites Science and Technology*, v.84, p.65-71, jul. 2013.

TAKAYANAGI, M.; KAJIYAMA, T. *Polymer composite material*. [s.l.: s.n.], 1980.

THOMPSON, R. C. et al. Plastics, the environment and human health : current consensus and future trends. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, n.2009, p.2153-2166, 2010.

TORRES, A. Recycling by pyrolysis of thermoset composites: characteristics of the liquid and gaseous fuels obtained. *Fuel*, v.79, n.8, p.897-902, jun. 2000.

TURNER, T. A.; PICKERING, S. J.; WARRIOR, N. A. Development of recycled carbon fibre moulding compounds – Preparation of waste composites. *Composites Part B: Engineering*, v.42, n.3, p.517-525, abr. 2011.

VARADARAJAN, R. Fortune at the bottom of the innovation pyramid: The strategic logic of incremental innovations. *Business Horizons*, v.52, n.1, p.21-29, 2009.

VARGA, C. et al. Improving the mechanical properties of glass-fibre-reinforced polyester composites by modification of fibre surface. *Materials and Design*, v.31, n.1, p.185-193, 2010.

VELDE, K. de; KIEKENS, P. Thermoplastic pultrusion of natural fibre reinforced composites. *Composite Structures*, v.54, n.2, p.355-360, 2001.

VIEILLE, B. et al. About the influence of stamping on thermoplastic-based composites for aeronautical applications. *Composites Part B: Engineering*, v.45, p.821-834, 2013.

WAMBUA, P.; IVENS, J.; VERPOEST, I. Natural fibres: Can they replace glass in fibre reinforced plastics? *Composites Science and Technology*, v.63, n.9, p.1259-1264, 2003.

WILLIAMS, J. C.; STARKE, E. A. Progress in structural materials for aerospace systems11The Golden Jubilee Issue-Selected topics in Materials Science and Engineering: Past, Present and Future, edited by S. Suresh. *Acta Materialia*, v.51, n.19, p.5775-5799, nov. 2003.

WIND EUROPE. Wind Europe. Disponível em: <https://windeurope.org/about-wind/wind-energy-today/>. Acesso em: 19 ago. 2017.

WITIK, R. A. et al. Carbon fibre reinforced composite waste: An environmental assessment of recycling, energy recovery and landfilling. *Composites – Part A: Applied Science and Manufacturing*, v.49, p.89-99, 2013.

WORLDWATCH. Worldwatch Institute – Vision for Sustainable World. Disponível em: <http://www.worldwatch.org/planes-utilize-most-fuel--during-takeoff>. Acesso em: 19 jul. 2020.

XU, P.; LI, J.; DING, J. Chemical recycling of carbon fibre/epoxy composites in a mixed solution of peroxide hydrogen and N,N-dimethylformamide. *Composites Science and Technology*, v.82, p.54-59, jun. 2013.

YAN, H. et al. Chemical degradation of amine-cured DGEBA epoxy resin in supercritical 1-propanol for recycling carbon fiber from composites. *Chinese Journal of Polymer Science* (English Edition), v.32, n.11, p.1550-1563, 2014.

YANG, J. et al. Recycling of carbon fibre reinforced epoxy resin composites under various oxygen concentrations in nitrogen – oxygen atmosphere. *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis*, v.112, p.253-261, 2015.

YANG, Y. et al. Recycling of composite materials. *Chemical Engineering and Processing*, v.51, p.53-68, 2012.

ZHUO, C.; LEVENDIS, Y. A. Upcycling Waste Plastics into Carbon Nanomaterials: A Review. *Journal of Applied Polymer Science*, v.39931, p.1-14, 2014.

8
Monitoramento ambiental de áreas contaminadas

Paulo Renato Matos Lopes
Matheus Mantuanelli Roberto
Renato Nallin Montagnolli

Introdução

É evidente o recente crescimento do interesse por assuntos ligados ao meio ambiente. Conceitos como sustentabilidade têm sido frequentemente associados à relação homem-natureza, com o intuito de estabelecer um desenvolvimento socioeconômico e ambiental mais harmônico. Nesse sentido, novas legislações surgiram a partir da necessidade de se controlar e influenciar a criação de alternativas ecologicamente viáveis às atividades humanas (Glasson; Therivel; Chadwick, 2012).

A partir de diferentes atividades antrópicas, o meio ambiente pode ser negativamente impactado. Assim, a gestão de uma área contaminada deve ser realizada a partir de parâmetros que se baseiem em princípios da avaliação de impactos ambientais (Glasson; Therivel; Chadwick, 2012).

Há diversas definições para o termo Avaliação de Impacto Ambiental (AIA). Munn (1975, p.23) referiu-se à AIA como: "uma atividade de caráter técnico-científico com o objetivo de identificar, prever e interpretar as consequências sobre o meio ambiente de uma dada ação humana". Portanto, sendo um instrumento de planejamento ambiental, a AIA ainda responde às conclusões do projeto

inicial, quanto ao caráter ambiental, para a sociedade e para as autoridades encarregadas da tomada de decisões.

A partir dessa definição, a legislação brasileira já incorpora a AIA como referência na tomada de decisões. Duas ferramentas essenciais integram esse processo: (i) o Estudo de Impacto Ambiental (EIA), que detalha a análise da viabilidade ambiental de um determinado projeto; e (ii) o Relatório de Impacto Ambiental (Rima), cuja função está na comunicação direta das consequências com o público (Sanchez, 1995). Dessa forma, tanto a AIA quanto o monitoramento dos ambientes, que sofreram ou sofrem impactos negativos, são muito importantes no delineamento das ações de remediação destas áreas contaminadas.

Esse monitoramento ambiental, assim como a AIA inicial devem ser realizados a partir de uma abordagem interdisciplinar que assegure o uso integrado das ciências naturais e sociais, e também de parâmetros que compreendem o ecossistema em questão (Councial of Environmental Quality, 1978).

A muldisciplinaridade é capaz de inferir não somente os impactos à biota da área afetada, como também indicar consequências à socioeconomia e ao ambiente físico. Logo, aborda o processo com múltiplas perspectivas e demonstra as vantagens e as desvantagens dentro de uma análise complexa, além de demonstrar a evolução desses fatores pelo monitoramento constante (Glasson; Therivel; Chadwick, 2012).

Esse monitoramento pode caracterizar alterações no meio ambiente ocasionadas pela ação antrópica. Nesse sentido, pode distinguir duas situações: contaminação e poluição ambiental. O termo contaminação refere-se à presença de uma substância no ambiente sem que haja danos óbvios, enquanto poluição designa situações aparentes de prejuízos ambientais, potencialmente por influência do homem (Matos, 2010).

Contudo, essa distinção pode não ser determinante, no sentido de que novas ferramentas interdisciplinares têm sido utilizadas em análises ambientais. Assim, efeitos deletérios estão sendo identificados em situações anteriormente classificadas como contaminações (Matos, 2010).

Em consequência, o termo poluição deve ser entendido de forma mais abrangente, como por exemplo, na definição de Stengel et al. (2006, p.361): "Poluição pode ser definida como todo e qualquer tipo de alteração no meio decorrente da introdução, pelo homem, de substância ou energia, de modo a danificar ou prejudicar suas características originais".

Dadas as definições, este capítulo aborda técnicas e ensaios biológicos utilizados no monitoramento de ambientes impactados. Dentre as diversas ferramentas utilizadas na área, foram detalhadas a remediação de ecossistemas por agentes biológicos (biorremediação) e a avaliação de efeitos tóxicos sobre a biota (ecotoxicologia).

Técnicas de biorremediação

Técnicas de biorremediação podem ser realizadas no local do derrame (*in situ*) ou fora desse (*ex situ*), envolvendo inúmeros procedimentos tais como: biorremediação passiva, bioventilação, *landfarming*, compostagem, bioaumentação e bioestimulação (Pereira; Lemos, 2004). Porém, é de extrema importância usar certos critérios na opção por biorremediação, pois se deve levar em conta a complexidade do ambiente, a concentração e a complexidade dos contaminantes (Landis; Yu, 1995).

Atualmente, a técnica de biorremediação *in situ* é considerada uma alternativa promissora, ao utilizar microrganismos na remoção de compostos tóxicos pela diminuição da concentração de determinados poluentes. A compreensão da importância desse processo é relevante em casos como derramamentos de produtos no mar ou rios (como o petróleo), além de fornecer melhores alternativas no descarte de produtos potencialmente poluentes (Rosa; Triguis, 2007). Em sistemas hídricos, os microrganismos também podem viver na interface poluente-água, onde eles atacam as moléculas de poluentes hidrofóbicos (Clark et al., 2012). Conforme demonstrado por Zobell (1969), a oxidação microbiana é maior quando as moléculas de hidrocarbonetos estão em íntimo contato com a água, papel realizado por surfactantes.

Por outro lado, os tratamentos físicos convencionais geralmente apenas fazem a transferência de fase do poluente. Assim, há a separação da área impactada e seus respectivos contaminantes sem que ocorra a destruição (parcial ou total) do poluente, além de essas técnicas muitas vezes requererem altos custos e possuírem muitas limitações. Em contrapartida, os processos biológicos de biorremediação representam tecnologias limpas e promissoras de descontaminação, especialmente pela simplicidade e custo-efetividade se comparado com outras alternativas (Alexander, 1994).

Assim, a tendência no Brasil é o desenvolvimento de processos biológicos de tratamento de baixo custo, que permitam a sua utilização em larga escala, atendendo as necessidades de preservação ambiental e de saúde pública, além da preservação dos recursos naturais (Vazoller, 2004).

A biorremediação ocorre simplesmente durante o consumo dos contaminantes pelos microrganismos, como fonte de energia e geração de biomassa. Essa habilidade acaba constituindo uma poderosa arma de defesa ambiental, passível de ser potencializada. A biorremediação surgiu como uma tecnologia alternativa de remediação de locais impactados com poluentes orgânicos, e se baseia na utilização de populações microbianas que possuem a habilidade de modificar ou decompor determinados poluentes (Dzionek; Wojcieszy; Guzik, 2016). De acordo com Xu e Lu (2010), a biorremediação, por ser baseada nas atividades metabólicas dos microrganismos, possui certas vantagens, pois, quando os agentes poluentes são de natureza orgânica, dispõem dos microrganismos que representam o principal e mais econômico caminho para minimizar seus potenciais efeitos adversos ao meio ambiente.

Para a Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (EPA – Environmental Protection Agency, 2003), um fator importante na seleção da tecnologia de biorremediação é o custo. Não apenas o custo do tratamento deve ser avaliado, como também o dos trabalhos preparatórios em escala laboratorial (Tabela 1). O custo de estudos piloto foi avaliado em até US$ 500.000, considerando custos com materiais, mão de obra e transporte. O trabalho preparatório é

essencial para que o tratamento seja permanente e reduza significativamente a quantidade do resíduo a ser tratado. O tratamento com *landfarming*, por exemplo, é recomendado quando existe uma área extensa disponível, as concentrações não passam de 5%, e o tempo de tratamento necessário não é curto (McMillen et al., 2002 apud EPA, 2003).

Tabela 1 – Custo das tecnologias de biorremediação

Tecnologia de Tratamento	**Custo (US$.m-3)**
Lavagem	215,81 – 326,98
Aterramento	85,01 – 686,67
Incineração	52,31 – 1177,15
Extração por solventes	11,17 – 490,48
Encapsulação	523,18 – 850,16
Atenuação natural	3,92 – 65,39
Tratamento do solo	52,31 – 117,71
Tratamento *ex-situ*	170,03
Biodegradação por microrganismos	22,23 – 215,81

Fonte: Adaptado de EPA (2003)

A tecnologia de uso mais comum para a remediação de solos envolve o uso da remoção e tratamento mecânico dos poluentes, como aterramento, lavagem e dispersão. Isso torna as técnicas caras, trabalhosas e dificilmente é alcançada a decomposição completa dos contaminantes.

Existem duas categorias dentre as opções que dependem da biodegradação como ferramenta de limpeza do ambiente: a biorremediação passiva, que requer monitoramento, mas nenhuma ação, ou as soluções ativas, que requerem alteração química ou física do ambiente a ser tratado, de modo a aprimorar ou estimular o processo local de biodegradação. Independentemente do processo escolhido, a taxa de biodegradação é uma informação essencial para escolhas preliminares de remediação e monitoramento do processo (Baker; Herson, 1994).

Monitoramento da biodegradação

Biodegradação é o processo pelo qual substâncias são quebradas durante os processos enzimáticos de organismos vivos. O termo é geralmente utilizado em trabalhos associados a ecologia, gerenciamento de resíduos e biorremediação. Material orgânico pode ser biodegradado aerobiamente ou anaerobiamente. Um termo relacionado à biodegradação é a biomineralização, na qual a matéria orgânica é degradada e convertida a minerais (Diaz, 2008).

Metodologias mecânicas e químicas para redução da poluição por hidrocarbonetos são sempre caras, lentas e invasivas ao ambiente (Mandri; Lin, 2007; Perelo, 2010). Dessa forma, a biorremediação pela biodegradação se mostra bastante eficiente como método a ser adotado.

A biodegradação consiste na eliminação de compostos orgânicos pela atividade metabólica dos organismos presentes em um ecossistema, onde se encontra a substância a ser biodegradada. Em teoria, se o processo for 100% eficiente, os produtos finais da biodegradação serão apenas dióxido de carbono e água. A biodegradabilidade e a toxicidade são dois critérios básicos para se determinar o comportamento de substâncias no ambiente. Por isso, alguns autores determinam escalas de intensidade de biodegradação.

Para Aluyor et al. (2009), a biodegradação refere-se à mínima transformação que altera as características físico-químicas de uma molécula. A produção de intermediários metabólicos pode, por sua vez, produzir substâncias mais tóxicas que o substrato original. A mineralização é considerada o objetivo final da biodegradação, que só é atingido quando um microrganismo utiliza totalmente o substrato, resultando na produção de CO_2, CH_4, sais minerais e água.

Para Pitter e Chudoba (1990), a biodegradação pode ser primária, ambientalmente viável e definitiva. A intensidade da biodegradação pode ser influenciada por diversos fatores, como: nutrientes, oxigênio, pH, composição, concentração e biodisponibilidade do contaminante. A biorremediação surge como uma alternativa de acelerar a ocorrência natural da biodegradação ao eliminar os fatores limitantes do processo (Allard; Neilson, 1997; Suja et al., 2014).

Existem vários métodos para testar a biodegradabilidade das substâncias. A biodegradabilidade é conhecida ao seguir os parâmetros indicativos do consumo do contaminante pelos microrganismos. Isso pode ser detectado pela produção de compostos básicos resultantes da mineralização da amostra. Existem vários métodos que abrangem a medição da quantidade de dióxido de carbono: medições da perda de carbono dissolvido em água para o caso de substâncias solúveis, alteração nas bandas de infravermelho em diversos compostos e consumo de oxigênio pela atividade dos microrganismos, conhecido como demanda bioquímica de oxigênio ou DBO (Aluyor; Obahiagbon; Ori-Jesu, 2009).

Bioaumentação e bioestimulação

Existem duas aproximações possíveis na otimização da biodegradação para que as chances de sucesso na descontaminação da área biorremediada aumentem: (i) a bioaumentação, que consiste na adição de microbiota com potencial biodegradador conhecido para suplementar a microbiota local; e (ii) a bioestimulação, que consiste no aprimoramento do crescimento da microbiota local, adicionando substâncias que promovam o crescimento (como nutrientes) ou consumo do substrato a ser tratado (como surfactantes).

Os microrganismos são constituídos pela combinação de elementos como os componentes de seu material genético, moléculas estruturais, enzimas e plasma intracelular. O metabolismo e o crescimento microbianos são dependentes da disponibilidade de nutrientes essenciais (Alexander, 1994). Em razão de sua grande diversidade, a proporção de elementos nutricionais requeridos para crescimento varia muito, sendo carbono, hidrogênio, enxofre, nitrogênio e fósforo os principais elementos necessários. Os compostos orgânicos biodegradáveis são fontes de carbono que os microrganismos podem utilizar como recurso energético para o crescimento. Outros nutrientes (cálcio, nitrogênio, fósforo etc.) são geralmente encontrados em concentrações adequadas em muitos solos (Peltola et al., 2006).

Fontes de nutrientes devem ser usadas em concentrações limitadas para não inibir o crescimento microbiano e nem aumentar o custo do processo. As fontes mais comuns de nutrientes são sais de fósforo e nitrogênio, os quais são encontrados em fertilizantes agrícolas, e até mesmo em subprodutos da indústria petroquímica. A adição de nutrientes é feita de modo a se estabelecer relações entre carbono e nitrogênio (C:N) e/ou carbono e fósforo (C:P) adequadas à biodegradação (Hamdi et al., 2007). No entanto, uma adição descontrolada pode promover a eutrofização do local, contribuindo para o desequilíbrio ambiental. As relações C:N e C:P são variáveis de processo importantes para verificar a disponibilidade desses nutrientes essenciais para as atividades metabólicas dos microrganismos.

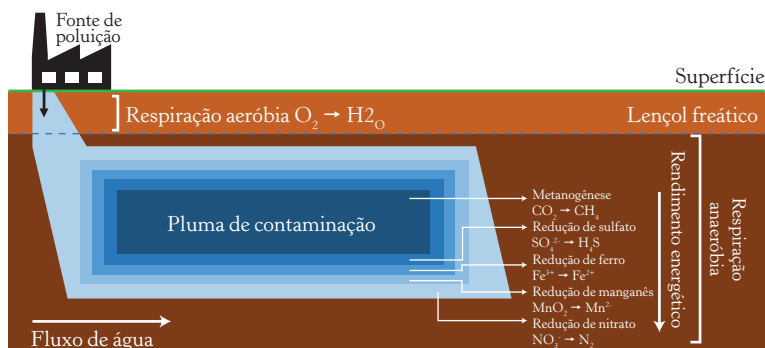
Os macronutrientes são os compostos requeridos em grande quantidade pelas células microbianas como carbono, oxigênio, nitrogênio, potássio, cálcio, magnésio, fósforo e enxofre (Riser-Robert, 1998). O monitoramento desses nutrientes, especialmente fósforo, nitrogênio e carbono, é importante para avaliar o desempenho do bioprocesso de degradação (Bento et al., 2005). O nitrogênio é precursor de vias metabólicas para formação de aminoácidos, peptídeos ou peptonas (Olliver; Margot, 2005). O fósforo é assimilado pelos microrganismos sob a forma de ânion fosfato, o qual é importante por fazer parte de moléculas como DNA, RNA, fosfolipídios, NAD, FAD, coenzima A e de algumas vitaminas (Clark et al., 2012). Marin et al. (2005) descrevem que a quantificação de enzimas dos ciclos do carbono (β-glucosidase), nitrogênio (urease e protease) e fósforo (fosfatase) são medidas importantes para estimar a atividade microbiana, assim como avaliar o grau de contaminação da área impactada.

Fatores de biodegradação

Diversos fatores controlam a intensidade da degradação de poluentes. A biodegradação é um processo dinâmico, de condições ambientais, microbiota e de componentes variáveis, conforme o

processo avança. Quando as condições são apropriadas, grandes volumes podem ser degradados em períodos relativamente curtos, especialmente em comparação aos processos geoquímicos que ocorreriam na ausência de microrganismos. As condições para que a biodegradação ocorra depende de muitos fatores.

São necessários aceptores de elétrons, como o oxigênio, nitratos, sulfatos ou mesmo dióxido de carbono para que a biodegradação seja completa. Conforme demonstrado por Haack e Bekins (2000), contaminações em aquíferos próximos à superfície são mais favoráveis pela presença do oxigênio e outros agentes oxidantes. Isso também foi observado por Tang et al. (2005) ao adicionarem sulfato e nitrato no estímulo à biodegradação anaeróbia. A Figura 1 aponta os diferentes aceptores de elétrons que participam dos processos de biodegradação no solo.

Figura 1 – Distribuição do metabolismo energético dos microrganismos em uma pluma de contaminação. A respiração aeróbia, com maior rendimento energético, ocorre apenas nas camadas superficiais, enquanto a maior parte dos processos abaixo do lençol freático envolve outros aceptores de elétrons

Fonte: elaborada pelo autor

Somados aos aceptores de elétrons, os nutrientes essenciais devem estar presentes. Hidrocarbonetos, por exemplo, são fontes bastante ricas em carbono e energia, mas, geralmente, eles não provêm

todos os outros elementos essenciais para a manutenção da vida, como nitrogênio, fósforo e metais. Esse fato pode ser limitante para a ocorrência da biodegradação. Procedimentos de biodegradação que superem tais limitações são boas maneiras de aplicar a biorremediação com sucesso em solo e derramamentos de poluentes em corpos d'água (Prince; Clark, 2004).

Em geral, a biodegradação é um dos mecanismos mais importantes nos quais os contaminantes orgânicos são removidos do ambiente. No entanto, todas as vias de biodegradação e destino de poluentes são ainda desconhecidos. Existem casos em que a força da ligação entre os átomos é o principal fator de limitação da biodegradabilidade. Isso ocorre, por exemplo, na remoção de grupos funcionais não fluorados, cuja questão central é saber se eles são capazes de atacar e remover substituintes de flúor para alcançar a mineralização de moléculas perfluoradas com sucesso (Parsons et al., 2008).

Compostos orgânicos halogenados são caracterizados pela sua elevada estabilidade no ambiente. No entanto, tornou-se evidente, durante as últimas duas décadas, que muitos desses compostos são suscetíveis a degradação microbiana. Reconhece-se, portanto, que a degradação microbiana de tais compostos, apesar de ser relativamente lenta, pode contribuir de forma significativa para minimizar o seu impacto ambiental em longo prazo (Dolfing, 2000; Fetzner, 1998; Whitacre, 2008).

Todos os compostos orgânicos halogenados são caracterizados por fortes laços de halogênio ao carbono, levando a estabilidade cinética. É importante, no entanto, reconhecer que uma reação de desalogenação é termodinamicamente favorável (Dolfing, 2000). Em condições aeróbias, compostos orgânicos halogenados são degradados por vias catabólicas semelhantes àquelas dos análogos não halogenados (Alexander, 1994). Halogenação tende a dificultar essas reações, possivelmente levando ao acúmulo de metabólitos parcialmente degradados. Como resultado, a degradação aeróbia é frequentemente um processo cometabólico, aparentemente sem ceder energia útil.

De um ponto de vista termodinâmico, não há nenhuma razão para que os compostos halogenados (tais como o dicloroeteno) devam

ser degradados cometabolicamente em vez de servir como fonte de energia diretamente. Uma mudança na energia livre de Gibbs indica que a mineralização aeróbia de compostos halogenados é capaz de produzir energia suficiente para sustentar o crescimento do organismo envolvido (Dolfing; Janssen, 1994). O aproveitamento ou não dessa energia pelos organismos é uma questão à parte. No entanto, os cálculos termodinâmicos suportam a hipótese de que os organismos devam ser capazes de crescer em compostos halogenados. Uma bactéria isolada por Coleman et al. (2002) suporta essa hipótese de crescer em um meio que tem como substrato apenas tricloroetano.

Aos microrganismos também deve ser promovido o acesso ao poluente. Compostos como o benzeno, tolueno, etilbenzeno e xileno (BTEX) são bastante solúveis, contudo existem poluentes, como os hidrocarbonetos, cuja biodegradação ocorre em baixa solubilidade. Nesses casos, a biodegradação ocorre mandatoriamente na interface óleo-água. Isso implica que a ocorrência de biodegradação *in situ* é dependente desse contato. O aumento dessa superfície é uma ferramenta fundamental para maiores rendimentos na biodegradação de ambientes aquáticos (Huang et al., 2004).

Outra condição para biodegradação é a presença de água (Holden; Hersman; Firestone, 2001), desde que não seja muito salina para os microrganismos. A biodegradação em experimentos de solo de McMillen et al. (2002) foi severamente inibida quando a condutividade do solo atingiu níveis próximos a 41 mS/cm, embora o inóculo utilizado não fosse halofílico e válido para o experimento proposto. Bactérias halofílicas podem degradar hidrocarbonetos na presença de vários sais, mas estima-se que a salinidade máxima para uma boa biodegradação esteja entre 0,08 M a 3,5 M de sais, conforme experimentos com *Marinobacter hydrocarbonoclaticus* em NaCl, realizados por Gauthier et al. (1992).

A temperatura do ambiente em que ocorre a biodegradação deve se manter dentro dos limites suportados por organismos vivos. Embora não seja relatado nenhum organismo hipertermofílico com atividade de biodegradação de corantes, organo-halogenados, petróleo e/ou pesticidas, já existem estudos que indicam essa capacidade

microbiana para algumas moléculas. Representantes termófilos extremos dos gêneros *Bacillus* e *Thermus* já foram capazes de degradar compostos aromáticos policíclicos em condições de até 83 °C (Hao et al., 2004). Em relação às baixas temperaturas, Rike et al. (2003) observaram a ocorrência de biodegradação em temperaturas inferiores a 0 °C.

Por fim, o ambiente onde ocorrerá a biodegradação não pode ser estéril (Wilhelms et al., 2001) nem apresentar agentes inibidores, como biocidas (Labrenz et al., 2000).

Ecotoxicidade

Ao passo em que aumenta a demanda por recursos naturais e o homem aprimora a sua tecnologia para usufruir desses, crescem as preocupações em relação à finidade desses materiais e sobre a disposição ambiental dos resíduos gerados. Nas últimas décadas houve o despertar do homem para as questões ambientais, especialmente pelas ocorrências de acidentes globais com substâncias químicas, como o uso indiscriminado do DDT nos anos 1940, sendo possível detectá-lo atualmente em diversas partes do planeta. No Japão, por exemplo, ocorreram contaminações ambientais por mercúrio, cádmio e bifenilas policloradas (PCB), afetando a população local. No Brasil, na cidade de Caruaru (PE), cerca de 70 pessoas morreram por intoxicação com hepatotoxinas de florações de algas cianofíceas, durante o tratamento de hemodiálise. Ainda, são incontáveis os casos de vazamento de petróleo ao redor do globo terrestre (Zagatto, 2006a).

Após diversos episódios envolvendo danos à saúde humana e ambiental registrados na história, a toxicologia foi ganhando força e tendo a sua importância reconhecida. Pelo caráter multidisciplinar desta ciência, a ecotoxicologia envolve áreas como biologia, medicina, química e farmácia, tudo de forma complementar. Atualmente, há uma nova visão para uma forma de ciência integrada, objetivando a proteção ambiental e a melhoria da qualidade de vida do homem (Oliveira-Filho; Sisinho, 2013).

A ecotoxicologia é empregada para relacionar os efeitos tóxicos de substâncias químicas e agentes físicos sobre a biota, especialmente em populações e comunidades de um determinado ecossistema, não isentando as vias de transferência desses agentes e sua interação com o ambiente. A maior preocupação dessa ciência é o estudo das ações e dos efeitos nocivos de substâncias químicas, geralmente antropogênicas, sobre os ecossistemas (Azevedo; Chasin, 2004a).

O objetivo principal da toxicologia é gerenciar o risco, que caracteriza uma condição indispensável para se estabelecer as medidas que garantam a segurança ao usar compostos químicos, protegendo também o meio ambiente e a saúde humana (Azevedo; Chasin, 2004a). A avaliação do risco ambiental quantifica os riscos em razão de mudanças ambientais, como a emissão química em um compartimento ambiental, que pode afetar os sistemas biológicos, como populações, comunidades ou ecossistemas completos. O risco depende da toxicidade da substância e do nível de exposição dos organismos vivos. Geralmente, a ecotoxicidade é estimada com base em testes ecotoxicológicos em relação ao efeito adverso, induzido por concentrações da substância, processo também conhecido como relação de dose-resposta ou concentração-efeito (Rosenbaum, 2015).

Desse modo, Kapanen e Itävaara (2001) reúnem as melhores formas de se classificar e selecionar os testes de toxicidade: forma de exposição (toxicidade aguda ou toxicidade crônica) e modo de ação ou efeito-resposta (toxicidade específica, e.g. carcinogenicidade, mutagenicidade, efeitos na reprodução, imunotoxicidade e exposição específica à pele ou outros órgãos, quando for o caso). A escolha do método de avaliação da ecotoxicidade é a etapa mais importante para se ter sucesso em obter resultados confiáveis. Um teste eficiente, portanto, deve avaliar os parâmetros corretos e responder às exigências do ambiente, de modo rápido, simples e reprodutível (Kapanen; Itävaara, 2001).

A escolha da espécie-teste é de extrema importância, pois existem diferenças significativas entre a sensibilidade das espécies a um determinado agente, podendo resultar em discrepâncias qualitativas para o efeito observado. Entre as espécies, há variações relativas à

absorção e ao metabolismo da substância a ser testada, assim como podem existir particularidades fisiológicas ou anatômicas. Por isso, essas características específicas geram dificuldades de extrapolação dos dados experimentais obtidos para o real efeito ao ser humano. Além disso, devem ser levadas em consideração as diferenças existentes entre subgrupos de uma mesma população, quanto a sexo, idade e raça. Apesar das conhecidas variações fisiológicas, os principais fatores estão relacionados a características genéticas (Azevedo; Chasin, 2004b). Apesar de alguns autores optarem pela experimentação utilizando espécimes com alto nível de parentesco, a fim de se manter uma uniformidade genética e menor variação interindividual, tal opção pode contrariar a realidade biológica, até mesmo a humana, já que os humanos são geneticamente heterogêneos e a variabilidade genética é uma premissa da evolução para qualquer organismo vivo.

Ainda, quando se atenta a uma avaliação ecotoxicológica, é importante considerar que diferentes estratos e compartimentos ambientais podem ser atingidos. Esse tipo de raciocínio deve estar presente na escolha do organismo-teste, ou ainda, na escolha de mais de um ensaio de ecotoxicidade a ser realizado. Dentro de um ecossistema, os organismos-teste devem se enquadrar em diferentes níveis tróficos para se estimar o possível impacto de um contaminante, verificando a possibilidade de transferência desse para outros compartimentos ambientais (terrestre, aquático ou atmosférico) ou, até mesmo, visando o homem como topo de cadeia alimentar (Zagatto, 2006b).

A partir dessas informações e necessidades, serão descritos alguns testes padrões, considerados por órgãos de regulamentação/orientação nacionais e internacionais, ou recomendados pela literatura científica da área.

Testes de ecotoxicidade em bactérias

Atualmente, existe um grande espectro de ensaios baseados em microrganismos para a avaliação de ecotoxicidade. Os estudos

dos efeitos sobre a atividade metabólica microbiana constituem uma abordagem direta, rápida, sensível e acessível para se avaliar o estresse causado por contaminações químicas. Em razão dessas características, os testes microbiológicos de toxicidade são úteis para a avaliação de um grande número de amostras simultaneamente (Farre; Barceló, 2003).

O ensaio de toxicidade em microrganismos mais comum é baseado na inibição da luminescência emitida por algumas bactérias, como *Aliivibrio fischeri*, antigamente conhecida como *Vibrio fischeri*. A partir de tal propriedade bacteriana, diferentes ferramentas comerciais foram desenvolvidas sobre o mesmo princípio de avaliação de inibição, como os kits Microtox® (Azur Environmental), LUMIStox® (Beckman Instruments) e ToxAlert® (Merck) (Farre; Barceló, 2003). Mesmo sem ser realizado na forma de *kit* comercial, o ensaio com a bactéria marinha *Aliivibrio fischeri* é recomendado por normas internacionais (International Standardization Organization, 2007).

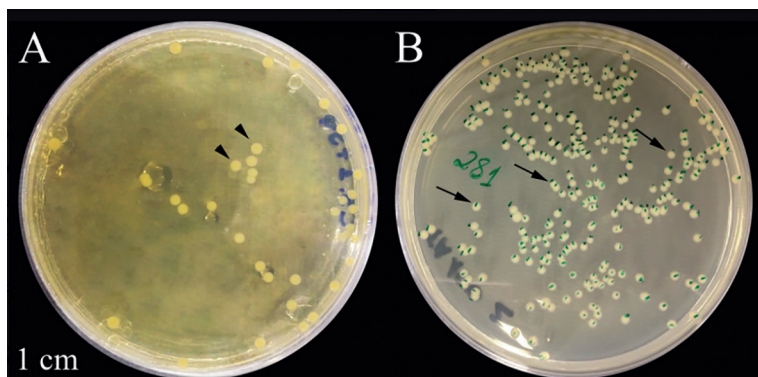
Nesse tipo de teste, a emissão de luz é diretamente proporcional à atividade metabólica da população bacteriana e qualquer inibição da atividade enzimática causa um decréscimo correspondente na bioluminescência, fornecendo uma avaliação de resposta sub-letal (Parvez et al., 2006). Todo o mecanismo bioquímico da luminescência em *A. fischeri*, os procedimentos experimentais e suas variações e a comparação com outros testes de toxicidade foram revisados e discutidos por Parvez et al. (2006).

Em bactérias marinhas, é comum a presença de genes responsáveis pela luminescência. Entretanto, como tal característica entre espécies terrestre é rara, é possível modificar as bactérias pela transferência do plasmídeo que contém a família de genes *lux*, responsável pela produção das enzimas luciferases, envolvidas com a luminescência (Nunes-Halldorson; Duran, 2003). A partir desse tipo de modificação, a espécie *Pseudomonas fluorescens* também é utilizada em ensaios de avaliação de ecotoxicidade pela inibição da luminescência. Como a luminescência é dependente da atividade metabólica, é possível mensurar a atividade de contaminantes sobre as bactérias pela inibição da produção de luciferases, em razão do

estresse metabólico gerado, tanto que esse tipo de ensaio é considerado sensível a metais pesados e contaminantes orgânicos, como benzenos, fenóis, catecóis e clorobenzenos (Boyd et al., 1997).

Além de testes realizados com bactérias luminescentes, é possível realizar a avaliação de toxicidade com bactérias comuns, mediante a verificação do número de UFC (unidades formadoras de colônia), da viabilidade celular (razão entre células vivas e células mortas, XTT, MTT ou teste com resazurina) ou pelo método de discos de difusão. Dentre as espécies bacterianas, os ensaios geralmente são realizados com *Escherichia coli*, *Bacillus subtilis* e *Pseudomonas* sp. (Jiang; Mashayekhi; Xing, 2009; Maurer-Jones et al., 2013).

A partir de bactérias também é possível realizar avaliações baseadas em critérios mais complexos, como mutagenicidade de amostras ambientais. O ensaio com a bactéria *Salmonella typhimurium*, conhecido como teste de Ames ou Salmonella/microssoma (Figura 2), é uma ferramenta tradicional de avaliação da mutagenicidade de

Figura 2 – Teste de Ames ou Salmonella/microssoma, utilizando-se a bactéria *Salmonella typhimurium*. A. Representação de uma placa controle, sem exposição à substância mutagênica, o que indica a presença de apenas algumas colônias revertentes (cabeça de setas), resultado de mutações espontâneas. B. Representação de uma placa utilizada para exposição à substância teste, na qual nota-se a presença de diversas colônias revertentes (his+), resultado de mutações induzidas (setas)

Fonte: elaborada pelo autor

compostos, desde substâncias puras até misturas ambientais complexas, pois possibilita a detecção de compostos perigosos em amostras ambientais atmosféricas, aquáticas e edáficas (Claxton; Umbuzeiro; Demarini, 2010).

De acordo com Claxton et al. (2010), esse teste é considerado simples e rápido, oferecendo alta sensibilidade e reprodutibilidade. Esse teste baseia-se no uso de linhagens de *S. typhimurium* dependentes de histidina (his-), que apresentam diferentes mutações no operon desse aminoácido, utilizadas para detectar mutações no DNA. Essas linhagens são impedidas de crescer em meio de cultura sem histidina, a menos que incidam mutações que restaurem sua capacidade de síntese. Por fim, é possível contabilizar o número de colônias revertentes (his+) para mensurar o efeito mutagênico da amostra ambiental.

Apesar da vasta utilização de testes baseados em bactérias por sua constituição celular procariótica, é comum o questionamento sobre a possibilidade de se extrapolar as informações obtidas por tais ensaios para os efeitos em seres humanos. Desse modo, se faz necessário o uso de organismos eucariontes para a verificação e complementação das informações sobre a toxicidade.

Testes de ecotoxicidade em algas e vegetais superiores

Diversos testes de ecotoxicidade são baseados na utilização de algas e vegetais. Esses organismos-teste possuem variadas vantagens, principalmente pela grande possibilidade de critérios de avaliação, como os *endpoints* de taxa de germinação, cálculo de biomassa, atividade enzimática, além de serem usados em testes de baixo custo de aplicação e manutenção e rápida obtenção de resultados (Farre; Barceló, 2003).

As algas são essenciais no ecossistema aquático, pois ocupam o primeiro nível trófico na cadeia alimentar e constituem a maioria dos organismos que fornecem oxigênio e substâncias orgânicas às outras formas de vida (Kong; Zhu; Shen, 2010). Dessa maneira,

utilizar as algas como organismos-teste é de suma importância, para se compreender o possível comprometimento do ecossistema afetado por contaminantes. De acordo com Oukarroum et al. (2012), as respostas a diferentes químicos tóxicos varia vastamente entre as diversas espécies de algas e, por isso, recomenda-se realizar o ensaio de ecotoxicidade com mais de uma espécie. Espécies como *Chlorella vulgaris*, *Chlorella protothecoides*, *Pseudokirchneriella subcapitata*, *Chlamydomonas reinhardtii* e *Dunaliella tertiolecta* são rotineiramente utilizadas em estudos de ecotoxicologia.

A partir das microalgas, a toxicidade pode ser verificada pela viabilidade celular, por meio do método com a Fluoresceína Diacetato (FDA). Essa técnica consiste na entrada do FDA pela membrana celular e sua hidrólise por enzimas esterases, presentes apenas em células viáveis, produzindo fluoresceína que se acumula nas paredes destas células e emite fluorescência sob luz UV (Oukarroum et al., 2012).

Caso o contaminante não cause a morte celular, ele pode alterar outros eventos celulares, como a divisão celular. Assim, a determinação da taxa de crescimento da população de algas em diferentes intervalos de tempo, aferida pela densidade celular, também serve como um critério de avaliação de toxicidade (Zhang et al., 2013).

Outra forma de se avaliar efeitos sub-letais em algas é por meio da avaliação do estresse oxidativo induzido por contaminantes. A constatação e quantificação do desequilíbrio das enzimas antioxidantes serve como um importante marcador da contaminação ambiental e comprometimento da biota. Enzimas antioxidantes como a Glutationa (GSH), a Superóxido Dismutase (SOD), a Catalase (CAT) e a Glutationa Peroxidase (GPX), quando aparecem em quantidade desproporcional nas células indicam o estresse oxidativo e fornecem informações sobre o tipo de radicais livres que são gerados (Pinto et al., 2003).

Além de o estresse oxidativo interferir na quantidade das enzimas, pode ocorrer a peroxidação lipídica, induzida por espécies reativas de oxigênio geradas por contaminantes ambientais, como metais pesados e os Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos (HPA). Quando peroxidadas, as membranas celulares tornam-se

rígidas, interferindo em sua permeabilidade. Sabendo-se que o malondialdeído é um produto secundário da peroxidação lipídica, ele é utilizado como marcador desse evento bioquímico, podendo ser quantificado pelo uso do ácido tiobarbitúrico (Kong; Zhu; Shen, 2010).

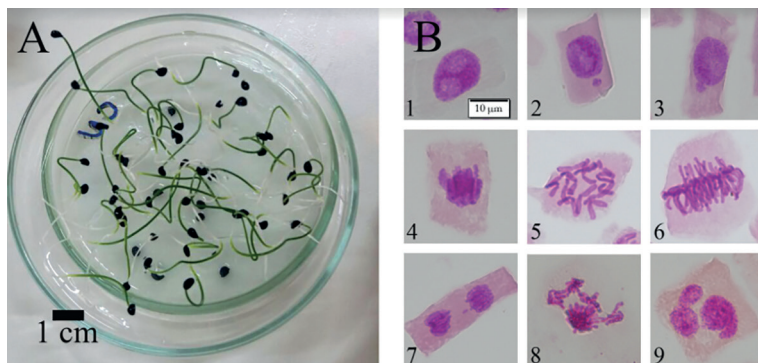
As algas são limitadas aos ecossistemas aquáticos ou muito úmidos, portanto, dependendo do estudo a ser realizado, existe a necessidade de se utilizar outros tipos de bioindicadores, como os vegetais superiores.

Os vegetais superiores apresentam características que os tornam excelentes modelos para avaliar a contaminação ambiental, sendo rotineiramente utilizados em estudos de monitoramento. As espécies mais frequentemente usadas são *Allium cepa* (cebola), *Vicia faba* (fava), *Zea mays* (milho), *Tradescantia* (coração-roxo), *Nicotiniana tabacum* (tabaco), *Crepis capillaris* (almeirão-branco), *Hordeum vulgare* (cevada), *Lactuca sativa* (alface) e *Eruca sativa* (rúcula).

Os estudos de fitotoxicidade geralmente são baseados em critérios simples de avaliação, como a determinação da taxa de germinação de sementes e do crescimento vegetal, comparados com experimentos de referência. Entretanto, esses organismos permitem avaliações mais criteriosas, baseadas na avaliação de danos ao material genético.

Dentre os vegetais superiores, a espécie *Allium cepa* (cebola) tem sido considerada um bioindicador eficiente para monitorar a genotoxicidade de poluentes em amostras presentes no ambiente (Caritá; Marin-Morales, 2008; Leme; Angelis; Marin-Morales, 2008; Leme; Marin-Morales, 2009; Sobral; Marin-Morales; Ribeiro, 2013) ou de potenciais contaminantes ambientais, como derivados do petróleo (Mazzeo; Fernandes; Marin-Morales, 2011), inseticidas (Bianchi; Mantovani; Marin-Morales, 2015; Souza et al., 2017) e resíduos agroindustriais (Anacleto; Roberto; Marin-Morales, 2017). Por meio dos testes de Aberrações Cromossômicas (AC) e Nucleares (AN) e do teste do Micronúcleo (MN) em *A. cepa*, é possível determinar o potencial genotóxico de contaminantes ambientais e estimar os mecanismos de ação das substâncias testadas (Figura 3). Pela exposição de sementes de cebola às amostras ambientais, por

exemplo, é possível analisar *endpoints* de citotoxicidade (índice mitótico e frequência de morte celular), genotoxicidade (frequências de aberrações cromossômicas e anormalidades nucleares) e mutagenicidade (frequência de micronúcleos). Este último podendo ser realizado com as células meristemáticas ou com as células da geração F1 das raízes (Leme; Marin-Morales, 2009).

Figura 3 – Ensaio com *Allium cepa*. A. Raízes em tamanho ideal para coleta, após exposição por 120 h. B. análise de anormalidades nucleares, aberrações cromossômicas e presença de micronúcleos em células meristemáticas. 1) célula normal em intérfase; 2) célula em intérfase com micronúcleo; 3) célula em intérfase com broto nuclear; 4) célula em metáfase com aderência cromossômica; 5) célula em C-metáfase (sem o alinhamento cromossômico); 6) célula poliploide em metáfase; 7) célula em telófase com quebra cromossômica; 8) célula em telófase multipolar; 9) célula com núcleo lobulado

Fonte: elaborada pelo autor

Além da espécie *A. cepa*, a *Trandescantia pallida* também é recomendada como bioindicador para análises de genotoxicidade de amostras ambientais. A partir da exposição de plantas de *T. pallida*, é possível realizar o teste do micronúcleo (Trad-MN) a partir de suas inflorescências, onde é avaliada e quantificada a presença de pequenas porções de cromatina extranucleares (MN) nas células-mãe dos grãos de pólen, na fase de tétrades (Souza et al., 2017). Dentre as

espécies de vegetais superiores, a *T. pallida* destaca-se também na avaliação da poluição/contaminação atmosférica, especialmente em ambientes urbanos, sujeitos a diversos tipos de material particulado, portadores de metais pesados, e gases, como os óxidos de carbono, nitrogênio e enxofre, além dos hidrocarbonetos (Guimarães et al., 2000).

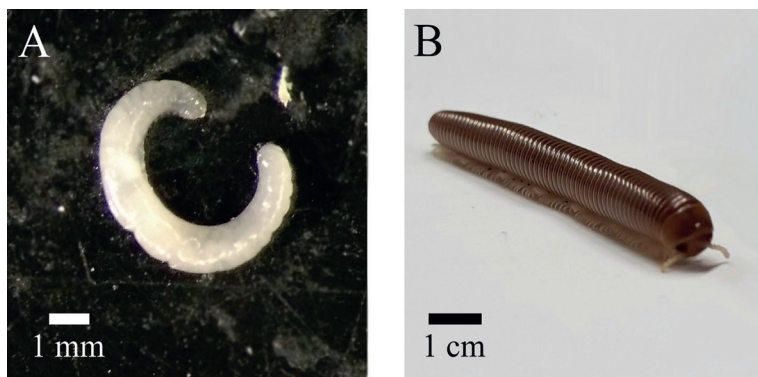
Pensando em englobar bioindicadores pertencentes aos mais diversos níveis tróficos, não basta realizar um estudo de monitoramento ambiental com microrganismos ou vegetais. Para se determinar o impacto de um certo contaminante em um ecossistema, há a necessidade de incluir espécies animais para complementar as informações.

Testes de ecotoxicidade em animais

Edáficos

Nos últimos anos, animais edáficos têm sido amplamente recomendados para a avaliação de amostras ambientais, para se determinar uma possível contaminação, assim como para se estabelecer qual é o destino de um contaminante no solo e sua influência sobre a biota.

Para esse tipo de avaliação, diversas espécies de animais têm sido utilizadas, sendo a *Eisenia fetida* (minhoca) considerada um dos primeiros bioindicadores de contaminação aguda de solo. A partir do sucesso alcançado para o teste realizado com esse organismo invertebrado, outras espécies passaram a ser utilizadas nos estudos de ecotoxicidade de solo, como *Eisenia andrei* (minhoca), *Folsomia candida* (Collembola), *Enchytraeus crypticus* e *Enchytraeus bigeminus* (Enchytraeidae), *Porcellionides pruinosus*, *Armadillidium vulgare Porcellio dilatatus* (Isopoda), *Rhinocricus padbergi* (Diplopoda) (Figura 4). Cada um desses bioindicadores requer condições adequadas de experimentação e são indicados para a avaliação de diferentes tipos de contaminantes (Niva et al., 2016).

Figura 4 – Espécies indicadoras de toxicidade de solo. A. *Enchytraeus crypticus*; B. *Rhinocricus padbergi*

Fonte: elaborada pelo autor

O trabalho de Niva et al. (2016) descreve uma série de contaminantes cujos efeitos são determinados por essas espécies, como metais, fármacos, resíduos de tratamento de esgoto doméstico e industriais e hidrocarbonetos. Além disso, esses organismos-teste são recomendados para se avaliar a possibilidade de despejo seguro de alguns resíduos, até mesmo realizar seu reúso, para se verificar a eficácia de processos de biorremediação ou, ainda, para ver a probabilidade de esses organismos contribuírem nos processos de remoção ou remediação de contaminantes de solo.

Aquáticos

Testes agudos e crônicos com macroinvertebrados são vastamente utilizados para estudos de avaliação de risco aquático. Um dos testes mais utilizados é baseado nos cladóceros *Daphnia* e *Ceriodaphnia*, ambos de ambientes desprovidos de sal. O organismo-teste *Daphnia* possui inúmeras vantagens, como a alta sensibilidade e o curto ciclo reprodutivo, especialmente em razão dos principais tipos de avaliação realizados, como letalidade e reprodução (Farre; Barceló, 2003). Os testes são facilmente conduzidos pela exposição dos organismos a agentes tóxicos, em situações controladas e bem

estabelecidas, o que os tornam padronizados e recomendados para avaliação de ecotoxicidade (International Standardization Organization, 2012).

Existem outros testes de ecotoxicidade que podem ser realizados com organismos-teste aquáticos invertebrados, baseados na sobrevivência e/ou crescimento de efemerópteros, anfípodas e plecópteros (dulcícolas) e malacóstracos, camarões e ostras (marinhos) (Farre; Barceló, 2003).

Diversas espécies são recomendadas para a avaliação de toxicidade em ambientes aquáticos, como os microcrustáceos *Daphnia magna*, *Daphnia similis*, *Ceriodaphnia dubia*, *Hyalella azteca*, *Artemia salina*, o equinodermo *Lytechinus variegatus* e o inseto *Chiromonus* sp.

Em relação a animais mais complexos, os ensaios com peixes são rotineiramente utilizados para se medir a ecotoxicidade aquática. Geralmente são realizados ensaios de letalidade, envolvendo uma exposição máxima ao agente toxicante por até 96 h. Para isso, é utilizado um índice que determina a concentração letal para 50% da população teste (CL50), dentro do período de exposição especificado. O tipo de ensaio com os peixes depende do objetivo da avaliação, dos recursos disponíveis, das exigências da espécie escolhida e das características do material a ser analisado (Farre; Barceló, 2003).

Diversas espécies de peixes são rotineiramente utilizadas, cada uma com sua particularidade e indicação, como *Danio rerio* (peixe zebra, paulistinha), *Poecilia reticulata* (guppy, lebiste), *Pimephales promelas*, *Geophagus brasiliensis* (cará), *Oncorhynchus mykiss* (truta arco-íris), *Oreochromis niloticus* (tilápia do Nilo), *Menidia beryllina* e *Cyprinodon variegatus*.

Apesar de o teste de letalidade ser considerado eficiente e constituir-se em um dos mais recomendados, outros parâmetros podem ser avaliados pelo ensaio realizado com peixes, como avaliação de citotoxicidade, genotoxicidade e histopatologia.

Os *endpoints* de citotoxicidade e genotoxicidade podem ser determinados pela obtenção do sangue dos peixes expostos aos contaminantes, a partir do qual se avalia a frequência de morte celular, de anormalidades nucleares e de células micronucleadas (Hoshina;

Angelis; Marin-Morales, 2008). A histopatologia é verificada por alterações morfológicas em tecidos variados, assim como a mudança na composição bioquímica destes tecidos e órgãos (Ansoar-Rodríguez et al., 2016; Correia et al., 2017).

Normas e legislação em ecotoxicidade

Atualmente, em razão de todo o desenvolvimento urbano, industrial e agrícola, existe uma grande variedade de contaminantes ambientais. Por outro lado, há uma ampla diversidade de organismos bioindicadores recomendados para se avaliar o potencial tóxico desses resíduos. Por esse motivo, faz-se necessária a orientação, a regulamentação e a fiscalização por órgãos competentes oficiais, no âmbito municipal, estadual ou federal.

No Brasil, desde 1981, o Conselho Nacional do Meio Ambiente (Conama), como órgão colegiado do Ministério do Meio Ambiente (MMA), é o responsável por regulamentar os testes e os parâmetros de avaliação da qualidade ambiental. Além disso, esse mesmo órgão é responsável por determinar os parâmetros necessários para liberação de algum tipo de resíduo no ambiente, procurando evitar a contaminação dos diferentes ecossistemas.

Para os ambientes aquáticos, a resolução Conama 357/2005 (Conama, 2005a) trata da classificação dos corpos de água, que, de acordo com sua qualidade, faz as devidas orientações quanto ao seu uso (enquadramento dos corpos d'água). Essa resolução estabelece, ainda, alguns padrões de lançamento de efluentes. Em relação a esses critérios para lançamento de efluentes, o Conama posteriormente complementou as condições e padrões através da resolução 430/2011 (Conama, 2011).

Em relação aos resíduos sólidos, a legislação está calcada em diversas resoluções também determinadas pelo Conama. Essas resoluções foram elaboradas de acordo com os diferentes tipos de resíduos, como aqueles provenientes dos serviços da saúde (Conama, 2005b), dos centros urbanos (Conama, 2008) e da agricultura (Conama, 2014).

Para que os testes possam ser padronizados, a Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT) encarrega-se de traçar as normas para a realização de aferições e avalições biológicas. A norma ABNT NBR 10004 (Associação Brasileira de Normas Técnicas, 2004), por exemplo, classifica os resíduos sólidos em não perigosos e perigosos, assim como traz informações sobre as análises químicas. Já a norma ABNT NBR 15469 (Associação Brasileira de Normas Técnicas, 2015) estabelece as formas de coleta, preservação e preparo das amostras para a realização de testes de toxicidade.

As legislações brasileiras relacionadas com os testes de toxicidade são, geralmente, muito completas, pois são elaboradas a partir de recomendações feitas por órgãos internacionais de excelência, como a EPA e a Organização de Cooperação e Desenvolvimento Econômico (OCDE).

Considerações finais

O modelo de vida atual está intrinsecamente associado a danos ao meio ambiente, como na exploração dos recursos naturais, nas atividades de produção, nos acidentes ambientais, dentre outros. Logo, o monitoramento ambiental de áreas contaminadas é fundamental para a gestão racional dos impactos relacionados, para a mitigação dos efeitos deletérios e para o planejamento de ações futuras.

A avaliação de impactos ambientais deve contemplar diversas áreas de conhecimento, de modo que garanta detalhar toda a complexidade dos efeitos de uma determinada atividade humana sobre os ecossistemas. A abordagem integrada de várias ciências é capaz de identificar, prever e interpretar de forma multidisciplinar suas consequências ambientais.

Assim, a análise detalhada de um ecossistema potencialmente contaminado proporciona a elaboração de alternativas ecologicamente viáveis de despoluição, como a biorremediação. Esta importante técnica deve estar ligada a bioensaios de ecotoxicidade com o intuito de determinar o efeito tóxico do ambiente antes, durante e após o tratamento biológico, pela utilização de organismos-teste.

Referências bibliográficas

ALEXANDER, M. *Biodegradation and bioremediation*. [s.l.]: Academic Press, 1994.

ALLARD, A.; NEILSON, A. H. Bioremediation of Organic Waste Sites: A Critical Review of Microbiological Aspects. *International Biodeterioration & Biodegradation*, v.39, p.253-285, 1997.

ALUYOR, E. O.; OBAHIAGBON, K. O.; ORI-JESU, M. Biodegradation of vegetable oils: A review. *Scientific Research and Essay*, v.4, n.6, p.543-548, 2009.

ANACLETO, L. R.; ROBERTO, M. M.; MARIN-MORALES, M. A. Toxicological effects of the waste of the sugarcane industry, used as agricultural fertilizer, on the test system *Allium cepa*. *Chemosphere*, v.173, p.31-42, 2017.

ANSOAR-RODRÍGUEZ, Y. et al. Liver alterations in *Oreochromis niloticus* (Pisces) induced by insecticide imidacloprid: Histopathology and heat shock protein in situ localization. *Journal of Environmental Science and Health, Part B*, v.51, n.12, p.881-887, 2016.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. *NBR 10004*-Resíduos sólidos – classificação. São Paulo: ABNT, 2004.

_______. *NBR 15469*, Ecotoxicologia – Coleta, preservação e preparo de amostras. São Paulo: ABNT, 2015.

AZEVEDO, F. A.; CHASIN, A. A. M. As bases toxicológicas da ecotoxicologia. In: CHASIN, A. A. M.; PEDROZO, M. F. (Ed.). *O estudo da toxicologia*. São Carlos: RiMa, 2004a.

_______. As bases toxicológicas da ecotoxicologia. In: CHASIN, A. A. M.; AZEVEDO, F. A. (Ed.). *Intoxicação e avaliação da toxicidade*. São Carlos: RiMa, 2004b.

BAKER, K. H.; HERSON, D. S. *Bioremediation*. New York: McGraw-Hill, 1994.

BENTO, F. M. et al. Comparative bioremediation of soils contaminated with diesel oil by natural attenuation, biostimulation and bioaugmentation. *Bioresource Technology*, v.96, p.1049-1055, 2005.

BIANCHI, J.; MANTOVANI, M. S.; MARIN-MORALES, M. A. Analysis of the genotoxic potential of low concentrations of Malathion on the *Allium cepa* cells and rat hepatoma tissue culture. *Journal of Environmental Sciences*, v.36, p.102-111, 2015.

BOYD, E. M. et al. Toxicity assessment of xenobiotic contaminated groundwater using Lux modified *Pseudomonas fluorescens*. *Chemosphere*, v.35, n.9, p.1967-1985, 1997.

CARITÁ, R.; MARIN-MORALES, M. A. Induction of chromosome aberrations in the *Allium cepa* test system caused by the exposure of seeds to industrial effluents contaminated with azo dyes. *Chemosphere*, v.72, p.722-725, 2008.

CLARK, D. P. et al. *Brock biology of microorganisms*. 13.ed. s.l.: Benjamin Cummings (Pearson), 2012.

CLAXTON, L. D.; UMBUZEIRO, G. D. A.; DEMARINI, D. M. The Salmonella Mutagenicity Assay: The Stethoscope of Genetic Toxicology for the 21st Century. *Environmental Health Perspectives*, v.118, n.11, p.1515-1522, 2010.

COLEMAN, N. V. et al. Biodegradation of cis-dichloroethene as the sole carbon source by a beta-proteobacterium. *Applied and Environmental Microbiology*, v.68, p.2726-2730, 2002.

CONAMA – CONSELHO NACIONAL DE MEIO AMBIENTE – MINISTÉRIO DO MEIO.

Resolução Conama n.357, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. [s.l: s.n.], 2005a.

_______. Resolução Conama n.358, de 29 de abril de 2005. Dispõe sobre o tratamento e a disposição final dos resíduos dos serviços de saúde e dá outras providências. [s.l: s.n.], 2005b.

_______. Resolução Conama n.404, de 11 de novembro de 2008. Estabelece critérios e diretrizes para o licenciamento ambiental de aterro sanitário de pequeno porte de resíduos sólidos urbanos. [s.l: s.n.], 2008.

_______. Resolução Conama n.430, de 13 de maio de 2011. Dispõe sobre condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução n.357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente. [s.l: s.n.]. 2011.

_______. Resolução Conama n.465, de 5 de dezembro de 2014. Dispõe sobre os requisitos e critérios técnicos mínimos necessários para o licenciamento ambiental de estabelecimentos destinados ao recebimento de embalagens de agrotóxicos e afins, vazias ou contendo. [s.l: s.n.], 2014.

CORREIA, J. E. et al. Histopathological analysis of tilapia gills (*Oreochromis niloticus* Linnaeus, 1758) exposed to sugarcane vinasse. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, v.135, n. September 2015, p.319-326, 2017.

COUNCIAL OF ENVIRONMENTAL QUALITY. *Implementation of procedural provisions*: final regulations. [s.l: s.n.], 1978.

DIAZ, E. *Microbial Biodegradation*: Genomics and Molecular Biology. New York: Caister Academic Press, 2008.

DOLFING, J. Energetics of anaerobic degradation pathways of chlorinated aliphatic compounds. *Microbial Ecology*, v.40, n.1, p.2-7, 2000.

DOLFING, J.; JANSSEN, D. B. Estimates of Gibbs free energies of formation of chlorinated aliphatic compounds. *Biodegradation*, v.5, n.1, p.21-28, 1994.

DZIONEK, A.; WOJCIESZY, D.; GUZIK, U. Natural carriers in bioremediation: A review. *Electronic Journal of Biotechnology*, v.23, p.28-36, 2016.

EPA – ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. Aerobic biodegradation of oily wastes – A field guidance book for federal on-scene coordinators. [s.l.: s.n.], 2003.

FARRE, M.; BARCELÓ, D. Toxicity testing of wastewater and sewage sludge by biosensors, bioassays and chemical analysis. *Trends in Analytical Chemistry*, v.22, n.5, p.299-310, 2003.

FETZNER, S. Bacterial dehalogenation. *Applied Microbiology and Biotechnology*, v.50, n.6, p.633-657, 1998.

GAUTHIER, M. J. et al. Marinobacter hydrocarbonoclasticus gen. nov., sp. nov., a new, extremely halotolerant, hydrocarbondegrading marine bacterium. *International Journal of Systematic Bacteriology*, v.42, p.568-579, 1992.

GLASSON, J.; THERIVEL, R.; CHADWICK, A. *Introduction to environmental impact assessment*. 4.ed. New York: Routledge, 2012.

GUIMARÃES, E. T. et al. Detection of the genotoxicity of air pollutants in and around the city of São Paulo (Brazil) with the Tradescantia-micronucleus (Trad-MCN) assay. *Environmental and Experimental Botany*, v.44, p.1-8, 2000.

HAACK, S. K.; BEKINS, B. A. Microbial populations in contaminant plumes. *Hydrogeology Journal*, v.8, n.1, p.63-76, 2000.

HAMDI, H. et al. Solid-phase bioassays and soil microbial activities to evaluate PAH-spiked soil ecotoxicity after a long-term bioremediation process simulating landfarming. *Chemosphere*, v.70, p.135-143, 2007.

HAO, R.; LU, A.; WANG, G. Crude-oil-degrading thermophilic bacterium isolated from an oil field. *Canadian Journal of Microbiology*, v.50, p.175-182, 2004.

HOLDEN, P. A.; HERSMAN, L. E.; FIRESTONE, M. K. Water content mediated microaerophilic toluene biodegradation in arid vadose zone materials. *Microbial Ecology*, v.42, p.256-266, 2001.

HOSHINA, M. M.; ANGELIS, D. F.; MARIN-MORALES, M. A. Induction of micronucleus and nuclear alterations in fish (*Oreochromis niloticus*) by a petroleum refinery effluent. *Mutation Research/Genetic Toxicology and Environmental Mutagenesis*, v.656, p.44-48, 2008.

HUANG, H. et al. Dynamic biodegradation model suggested by petroleum compositional gradients within reservoir columns from the *Liaohe basin*. *Organic Geochemistry*, v.35, p.299-316, 2004.

INTERNATIONAL STANDARDIZATION ORGANIZATION. *ISO 11348-1, 2 and 3 – Water Quality*: Determination of the inhibitory effect of water samples on the light emission of *Vibrio fischeri*. Genève: ISO, 2007.

_______. *ISO 6341-Determination of the inhibition of the Mobility of Daphnia magna Straus* (Cladocera, Crustacea). Genève: ISO, 2012.

JIANG, W.; MASHAYEKHI, H.; XING, B. Bacterial toxicity comparison between nano- and micro-scaled oxide particles. *Environmental Pollution*, v.157, n.5, p.1619-1625, 2009.

KAPANEN, A.; ITÄVAARA, M. Ecotoxicity Tests for Compost Applications. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, v.49, p.1-16, 2001.

KONG, Q.; ZHU, L.; SHEN, X. The toxicity of naphthalene to marine *Chlorella vulgaris* under different nutrient conditions. *Journal of Hazardous Materials*, v.178, n.1-3, p.282-286, 2010.

LABRENZ, M. et al. Formation of sphalerite (ZnS) deposits in natural biofilms of sulfate-reducing bacteria. *Science*, v.290, p.1744-1748, Dec. 2000.

LANDIS, W. G.; YU, M. *Introduction to environmental toxicology*: Impacts of chemicals upon ecological systems. Boca Raton: CRC Press, 1995.

LEME, D. M.; ANGELIS, D. F.; MARIN-MORALES, M. A. Action mechanisms of petroleum hydrocarbons present in waters impacted by an oil spill on the genetic material of *Allium cepa* root cells. *Aquatic Toxicology*, v.88, p.214-219, 2008.

LEME, D. M.; MARIN-MORALES, M. A. *Allium cepa* test in environmental monitoring: A review on its application. *Mutation Research/Reviews in Mutation Research*, v.682, p.71-81, 2009.

MANDRI, T.; LIN, J. Isolation and characterization of engine oil degrading indigenous microrganisms in Kwazulu-Natal, South Africa. *African Journal of Biotechnology*, v.6, p. 23–26, Jan. 2007.

MARIN, J. A.; HERNANDEZ, T.; GARCIA, C. A. Bioremediation of oil refinery sludge by landfarming in semiarid conditions: Influence on soil microbial activity. *Environmental Research*, v.98, p.185-195, 2005.

MAURER-JONES, M. A. et al. Toxicity of Engineered Nanoparticles in the Environment. *Analytical Chemistry*, v.85, p.3036-3049, 2013.

MAZZEO, D. E.; FERNANDES, T. C. C.; MARIN-MORALES, M. A. Cellular damages in the *Allium cepa* test system, caused by BTEX mixture prior and after biodegradation process. *Chemosphere*, v.85, p.13-18, 2011.

McMILLEN, S. et al. *Bioremediation as Practiced by Chevron Texaco*. Houston: DOE/PERF Bioremediation Workshop, 2002.

MUNN, R. E. *Environmental impact assessment*: principles and procedures. Toronto: Wiley, 1975.

NIVA, C. C. et al. Soil ecotoxicology in Brazil is taking its course. *Environmental Science and Pollution Research*, v.23, n.11, p.11363-11378, 2016.

NUNES-HALLDORSON, V. S.; DURAN, N. L. Bioluminescent bacteria: lux genes as environmental biosensors. *Brazilian Journal of Microbiology*, v.34, n.2, p.91-96, 2003.

OLIVEIRA-FILHO, E. C.; SISINHO, C. L. S. Princípios de toxicologia ambiental: conceitos e aplicações. In: *Histórico, evolução e conceitos básicos da Toxicologia*. Rio de Janeiro: Interciência, 2013.

OLLIVER, B.; MARGOT, M. *Petroleum Microbiology*. Washington: ASM Press, 2005.

OUKARROUM, A. et al. Inhibitory effects of silver nanoparticles in two green algae, *Chlorella vulgaris* and *Dunaliella tertiolecta*. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, v.78, p.80-85, 2012.

PARSONS, J. R. et al. Biodegradation of Perfluorinated Compounds. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology*, v.196, n.1, p.53-71, 2008.

PARVEZ, S.; VENKATARAMAN, C.; MUKHERJI, S. A review on advantages of implementing luminescence inhibition test (*Vibrio fischeri*) for acute toxicity prediction of chemicals. *Environment International*, v.32, p.265-268, 2006.

PELTOLA, R. et al. Nitrification in polluted soil fertilized with fast- and slow--releasing nitrogen: A case study at a refinery landfarming site. *Environmental Pollution*, v.143, p.247-253, 2006.

PEREIRA, L. T. C.; LEMOS, J. L. S. Degradação de hidrocarbonetos de petróleo por *Aspergillus niger* e *Penicillium corylophilum*. In: XII JORNADA DE INICIAÇÃO CIENTÍFICA-CETEM. *Anais*... 2004.

PERELO, L. W. In situ and bioremediation of organic pollutants in aquatic sediments. *Journal of Hazardous Materials*, v.177, n.1-3, p.81-89, 2010.

PINTO, E. et al. Heavy metal-induced oxidative stress in algae. *Journal of Phycology*, v.39, n.6, p.1008-1018, 2003.

PITTER, P.; CHUDOBA, J. *Biodegradability of Organic Substances in the Aquatic Environment*. [S.l.]: CRC Press, 1990.

PRINCE, R.; CLARK, J. R. Bioremediation of marine oil spills. In: *Petroleum Biotechnology*. [s.l.]: Elsevier, 2004.

RIKE, A. G.; HAUGEN, K. B.; BØRRESEN, M.; ENGENE, B.; KOLSTAD, P. In situ biodegradation of petroleum hydrocarbons in frozen arctic soils. *Cold Regions Science and Technology*, v.37, p.97-120, 2003.

RISER-ROBERT, E. *Remediation of petroleum contaminated soils*: biological, physical, and chemical process. Florida: CRC Press LL, 1998.

ROSA, A. P.; TRIGUIS, J. A. Bioremediation process on Brazil shoreline. *Environmental Science Pollution Resource International*, v.17, n.7, p.470-476, 2007.

ROSENBAUM, R. *Life Cycle Impact Assessment*. Dordrecht: Springer, 2015.

SANCHEZ, L. E. O. *O processo de avaliação de impacto ambiental, seus papéis e funções*. São Paulo: Secretaria do Meio Ambiente, 1995.

SOBRAL, O.; MARIN-MORALES, M. A.; RIBEIRO, R. Could contaminant induced mutations lead to a genetic diversity overestimation? *Ecotoxicology*, v.22, p.838-846, 2013.

SOUZA, D. et al. Genotoxicity evaluation of two metallic-insecticides using *Allium cepa* and *Tradescantia pallida*: A new alternative against leaf-cutting ants. *Chemosphere*, v.168, p.1093-1099, 2017.

STENGEL, D.; O'REILLY, S.; O'HALLORAN, J. Contaminants and pollutants. In: DAVENPORT, J.; DAVENPORT J. L. (eds.). The Ecology of Transportation: Managing Mobility for the Environment. *Environmental Pollution*, v.10. Springer, Dordrecht, 2006.

SUJA, F. et al. Effects of local microbial bioaugmentation and biostimulation on the bioremediation of total petroleum hydrocarbons (TPH) in crude oil contaminated soil based on laboratory and field observations. *International Biodeterioration and Biodegradation*, v.90, p.115-122, 2014.

TANG, Y. J. et al. Controlled release of nitrate and sulfate to enhance anaerobic bioremediation of phenanthrene in marine sediments. *Environmental Science Technology*, v.39, n.9, p.3368-3373, 2005.

VAZOLLER, R. F. *Biodiversidade*: perspectivas e oportunidades tecnológicas. [s.l: s.n.], 2004.

WHITACRE, D. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology*. 5.ed. New York: Springer Science & Business Media, 2008.

WILHELMS, A. et al. Biodegradation of oil in uplifted basins prevented by deep-burial sterilization. *Nature*, v.411, p.1034-1037, 2001.

XU, Y.; LU, M. Bioremediation of crude oil-contaminated soil: Comparison of different biostimulation and bioaugmentation treatments. *Journal of Hazardous Materials*, v.183, n.1-3, p.395-401, 2010.

ZAGATTO, P. A. Ecotoxicologia. In: ZAGATTO, P. A.; BERTOLETTI, E. *Ecotoxicologia Aquática*: princípios e aplicações. São Carlos: RiMa, 2006a.

_______. Validação de testes de toxicidade com organismos aquáticos. In: ZAGATTO, P. A.; BERTOLETTI, E. *Ecotoxicologia Aquática*: princípios e aplicações. São Carlos: RiMa, 2006b.

ZHANG, W. et al. Toxicity assessment of *Chlorella vulgaris* and *Chlorella protothecoides* following exposure to Pb(II). *Environmental Toxicology and Pharmacology*, v.36, p.51-57, 2013.

ZOBELL, C. E. Action of microorganisms on hydrocarbons. *Bacteriological Reviews*, v.10, n.295, p.1-49, 1969.

9
Sensoriamento remoto, processamento de imagens e estudos ambientais

Rogério Galante Negri
Tatiana Sussel Gonçalves Mendes

Introdução

Seguindo um entendimento direto, a expressão "Sensoriamento Remoto" caracteriza a aquisição ou predição de informações de determinados objetos sem a necessidade de contato físico e direto. Do ponto de vista técnico e de observação da Terra, o Sensoriamento Remoto é um ramo da geofísica que consiste na análise e interpretação de registros de radiação eletromagnética refletida ou emitida por um determinado alvo, sendo essa radiação captada por sensores instalados em plataformas orbitais ou aéreas.

Registros históricos datam a realização da primeira atividade em Sensoriamento Remoto no ano 1859, momento esse em que Gaspard Tournachon tomou a bordo de um balão uma fotografia oblíqua sobre uma vila próxima de Paris. Os avanços nessa área ganharam forte impulso durante a Segunda Guerra Mundial (1939-1945), quando foram desenvolvidos novos sistemas de imageamento, como sensores termais, câmeras e filmes fotográficos capazes de registrar radiação eletromagnética na faixa espectral do infravermelho próximo e, ainda, o surgimento do Radar (do inglês Radio Detection And Ranging). Logo após o término da Segunda Guerra Mundial, em 1960, os Estados Unidos colocaram em operação o primeiro

satélite orbital, o Television Infrared Observation Satellite (Tiros), com finalidade de observação do clima. Uma segunda marca histórica ocorreu em 1971 com o lançamento, também pelos Estados Unidos, do primeiro satélite para aquisição de informações da superfície terrestre, inicialmente denominado Earth Resource Technology Satellite (Erts-1), posteriormente rebatizado como Landsat. Após esse evento, outros países como Rússia (em 1985, com o sistema Resurs), França (em 1986, com o sistema Spot), Índia (em 1988, com o sistema IRS) e Japão (em 1996, com o sistema Adeos) apareceram no cenário do desenvolvimento dos programas espaciais. Maiores detalhes sobre este apanhado histórico são encontrados em Jong et al. (2004).

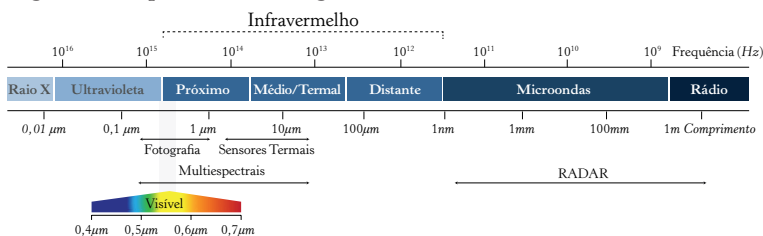
De modo geral, é a partir do lançamento do primeiro satélite de observação terrestre que o Sensoriamento Remoto se tornou uma ferramenta fundamental e com crescente uso na aquisição de informações e estudos relacionados aos processos ambientais. Dentre as principais aplicações, destacam-se: o monitoramento de culturas agrícolas e coberturas vegetais, a aquisição sobre indicativos de qualidade da água, análises sobre expansão urbana e entendimento de dinâmicas de circulação oceânicas e respectivas alterações climáticas. Os poucos exemplos citados exibem o amplo escopo do Sensoriamento Remoto nas questões relacionadas ao meio ambiente.

Com o objetivo de atender as variadas demandas/áreas que aplicam o Sensoriamento Remoto, diversos sensores têm sido desenvolvidos e aprimorados nas cinco últimas décadas. Esses sensores são responsáveis por registrar a energia emitida, ou refletida por elementos na superfície terrestre e, posteriormente, fornecê-las para a geração de imagens ou dados de outra natureza. A propriedade de gerar ou não imagens caracteriza os sensores como *imageadores* e *não imageadores*, respectivamente. Enquanto os sensores imageadores produzem imagens que representam as variações espaciais da energia eletromagnética resultante da interação com os objetos, os não imageadores efetuam medições de intensidade de energia de um objeto sem necessariamente produzir imagens (Novo, 2010). Os sensores podem ainda ser caracterizados como *passivos* ou *ativos*. Sensores passivos detectam a radiação refletida pelos objetos na

superfície terrestre, seja ela pela radiação eletromagnética emitida anteriormente pelo Sol sobre a Terra ou pelas propriedades termais da Terra. Por outro lado, sensores ativos possuem fonte própria para geração e emissão de radiação eletromagnética sobre a superfície imageada. Em um primeiro momento, a energia emitida pelo sensor interage de forma particular com os diferentes alvos observados e, posteriormente, parte da energia retroespalhada na direção do sensor é captada para a geração da imagem. O Radar e o LiDar (acrônimo de Light Detection And Ranging) são dois tipos de sensores ativos (Jensen, 2009).

De modo geral, os sensores imageadores registram intensidades de radiação diante intervalos de comprimento de onda do espectro eletromagnético, conhecidos como bandas ou canais. A radiação eletromagnética de cada comprimento de onda interage de forma distinta e com intensidades diferentes, de acordo com o alvo na superfície terrestre, permitindo assim rotular os sensores de acordo com a faixa do espectro eletromagnético em que operam (Figura 1), os quais podem ser distinguidos dentre multiespectrais, hiperespectrais, termais, Radar e LiDar. Os sensores multiespectrais registram intensidades em várias regiões do espectro eletromagnético, normalmente nas bandas do visível (0,38 – 0,76 μm), infravermelho próximo (0,76 – 1,2 μm), infravermelho de ondas curtas (1,2 – 3,0 μm) e infravermelho termal (5,0 – 1,0 μm), enquanto os sensores hiperespectrais capturam dados em um grande número de regiões ao longo de uma porção mais ampla e contínua do espectro eletromagnético. Os sensores termais normalmente atuam na região compreendida pelo intervalo de 8,0 a 14 μm. A respeito dos sensores ativos, o LiDar opera no comprimento de onda do infravermelho próximo (0,76 – 1,2 μm), enquanto o Radar opera na região das micro-ondas (1 mm – 1 m) (Meneses et al., 2012).

Uma das principais vantagens do Sensoriamento Remoto, especialmente orbital, em comparação a outras técnicas para levantamento de informação da Terra é a sua característica sistemática, permitindo assim análises dinâmicas de dados adquiridos em grandes escalas e em curtos espaços de tempo. Uma consequência

Figura 1 – Espectro eletromagnético

Fonte: elaborada pelos autores

do uso de plataformas orbitais é a necessidade de transmissão das informações obtidas para centros de recepção na superfície terrestre, fazendo assim necessário o uso de dados digitais, dando origem, consequentemente, às imagens digitais (Richards, 2013).

Diante das informações adquiridas na forma de imagens digitais, estudos para o desenvolvimento de metodologias e técnicas capazes de processar, extrair e representar tais dados são impulsionados dentro de uma das subáreas da Ciência da Computação, denominada Processamento Digital de Imagens (Meneses et al., 2012). Uma grande variedade de técnicas tem sido desenvolvida e constantemente aprimorada. Essa incessante e aquecida área de pesquisa é motivada pela necessidade de algoritmos cada vez mais robustos e eficientes, capazes de processar grandes quantidades de informações e gerar resultados mais precisos. Em termos generalistas, diante dos dados de Sensoriamento Remoto, as técnicas de Processamento Digital de Imagens são utilizadas para fins de *pré-processamento* ou *extração de informação*. Enquanto as técnicas de pré-processamento visam minimizar ou, quando possível, eliminar distorções existentes nos dados (sejam elas provenientes de falhas digitais, efeitos atmosféricos e posicionais), a obtenção e a representação de conhecimento para análises posteriores são suportadas pelas técnicas de extração de informação.

As mencionadas "técnicas de extração de informação", ou simplesmente "processamento", compreendem um conjunto de ferramentas que vão desde simples operações aritméticas, para a geração de índices de representação de determinados alvos, até métodos mais complexos, fundamentados em Inteligência Artificial (IA), que

permitem a identificação e a delimitação automáticas dos diferentes alvos existentes nas imagens. No contexto dos estudos dos processos ambientais, técnicas para extração de informação das imagens de Sensoriamento Remoto assumem papel fundamental.

As discussões a seguir focam na temática do Processamento Digital de Imagens de Sensoriamento Remoto e em suas respectivas aplicações em problemas ambientais. Um panorama sobre as técnicas de Processamento Digital de Imagens de comum aplicação em dados de Sensoriamento Remoto é apresentado na sequência. De forma breve, a terceira seção visa citar estudos ambientais, nacionais e internacionais, que são fomentados pelas técnicas discutidas anteriormente, finalizando assim este capítulo.

Processamento digital de imagem... de sensoriamento remoto

Como já mencionado, a grande expansão e o posicionamento do Processamento Digital de Imagens como área da Ciência da Computação foram impulsionados pela necessidade de manipular e processar de modo automático e eficiente às imagens, intrinsecamente digitais, obtidas por Sensoriamento Remoto. A título de reflexão sobre essa afirmativa, basta considerar a mudança de realidade que houve entre os anos que acercaram a passagem da década de 1960 para 1970, quando levantamentos em escala global [... sim, do planeta Terra], que antes eram incompletos e imprecisos, tornaram-se um "mero produto digital", facilmente atualizável e alcançado com apoio de técnicas computacionais.

Evidentemente, em razão da evolução e do lançamento de novos sensores, bem como pelas demandas por novos tipos de produtos para representação e análise das informações obtidas sobre a superfície da Terra, foi estabelecida uma exigência que persiste até os dias atuais sobre as técnicas computacionais que viabilizam o processamento desses dados. Em resumo, o desenvolvimento e o aprimoramento de técnicas para o processamento de imagens de

Sensoriamento Remoto, de forma cada vez mais precisa, são uma demanda constante (Lu; Weng, 2007).

Vale ressaltar que as técnicas de Processamento Digital de Imagens vão além das aplicações sobre imagens da superfície terrestre, e mostram-se extremamente úteis, por exemplo, nas áreas médicas, industrial e forense. Perante cada uma dessas áreas, é possível observar o uso de diferentes jargões e organizações segundo seu uso.

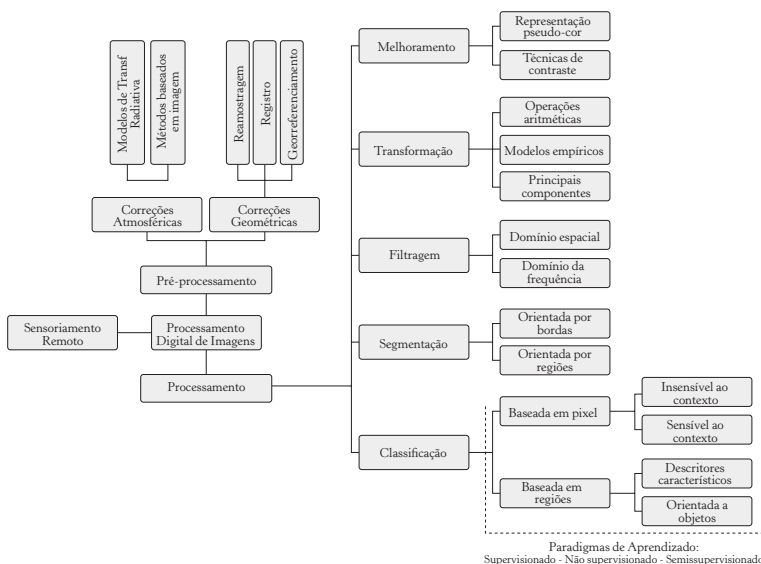
Retomando o foco nas imagens de Sensoriamento Remoto, é possível distinguir as técnicas de Processamento Digital de Imagens dentre os propósitos de pré-processamento e processamento em si (ou de extração de informação, conforme denominado anteriormente). Em linhas gerais, as técnicas de pré-processamento consistem em etapas para (i) adequação dos dados, como correções de distorções geométricas causadas por alterações na atitude da plataforma ou mesmo pela arquitetura do sistema de imageamento; e (ii) para a eliminação ou minimização de efeitos atmosféricos prejudiciais à caracterização dos alvos nas imagens. Tais técnicas fogem do escopo das discussões que seguem neste capítulo.

No que se refere, propriamente, ao processamento dos dados de Sensoriamento Remoto com finalidade de extração de informação, importantes referências-base como Mather e Koch (2011) e Richards (2013) distinguem as técnicas dentre: processos de *melhoramento*, *transformação*, *filtragem* e *classificação de imagem*. Existe ainda uma quinta classe de técnicas, denominada *segmentação de imagem*, que apesar de atuar como importante coadjuvante em diversos estudos práticos em Sensoriamento Remoto, usualmente é discutida em livros clássicos de Processamento Digital de Imagens, a citar, Gonzalez e Woods (2017), Jain (1989) e Pakhira (2011), ou em pesquisas publicadas nos diferentes periódicos da área. A Figura 2 apresenta uma organização hierárquica envolvendo essas cinco classes de técnicas de processamento de imagens, exibindo, ainda, importantes características a serem abordadas a seguir.

Do melhoramento à segmentação de imagens

Antes de iniciar qualquer discussão sobre as técnicas apontadas na Figura 2, cabe a realização de uma breve e genérica discussão sobre imagens de Sensoriamento Remoto e elementos matemáticos importantes para a sua caracterização.

Independentemente do tipo de sensor imageador (ver antes), parte da radiação eletromagnética emitida sobre os alvos, seja ela gerada por uma fonte artificial, seja por uma fonte natural, e que posteriormente foi refletida na direção do sensor, é quantizada de acordo com diferentes intervalos (bandas) do espectro eletromagnético e armazenada na forma de um sinal digital. A organização desses sinais a fim de representar a superfície imageada é convenientemente feita com base em um reticulado discreto $\mathcal{S} \in \mathbb{N}^2$, cujos elementos denominamos por pixel (*picture element*) dando origem por sua vez a uma imagem $\mathcal{I}$.

Figura 2 – Organização geral dos métodos de Processamento Digital de Imagens de comum emprego em imagens de Sensoriamento Remoto

Fonte: elaborada pelos autores

A característica cartesiana de $\mathcal{S}$ permite uma associação direta entre seus elementos de $\mathcal{I}$ com localizações da superfície terrestre em um sistema de projeção escolhido *a priori*. Uma vez que o sinal quantificado nas diferentes posições da superfície imageada apresenta uma determinada intensidade, com relação a cada banda do espectro eletromagnético considerada ou segundo um sistema de polarização estabelecido para representar o sinal emitido-recebido (no caso de radares imageadores), o uso de um vetor $\mathbf{x} = (x_1, x_2, \dots, x_n) \in \mathcal{X}$ torna-se útil na representação simultânea desta informação. É denominado por *nível de cinza* o valor associado às componentes do *vetor de atributos* $\mathbf{x}$ e por *espaço de atributos* o espaço vetorial $\mathcal{X}$ que dá origem a este vetor é denominado *nível de cinza*. Por fim, é usual que $\mathcal{I}$ seja visualizada em uma representação monocromática, segundo uma das componentes dos vetores de atributos associados aos pixels, ou a partir de uma representação colorida pela atribuição de uma dessas componentes a cada um dos canais do sistema RGB.[1]

Uma vez estabelecidos os elementos básicos ($\mathcal{I}$, $\mathcal{S}$, $\mathcal{X}$ e $\mathbf{x}$), os métodos de melhoramento de imagem consistem em simples operações matemáticas guiadas pelos valores das componentes dos vetores de atributos dos pixels da imagem. *Contraste* e *pseudocor* são dois tipos básicos de técnicas de melhoramento de imagem, as quais consistem em efetuar um remapeamento dos níveis de cinza de $\mathcal{I}$ a fim de proporcionar uma imagem cujos alvos, ou parte deles, são melhores representados/visualizados em comparação ao dado original. Enquanto a execução de contraste emprega uma função, determinada segundo parâmetros extraídos da imagem, que altera os próprios níveis de cinza, o melhoramento pseudocor proporciona uma representação colorida para uma visualização originalmente monocromática, a partir da adoção de uma escala que relaciona valores, ou mesmo intervalos, de nível de cinza a uma cor segundo uma sequência preestabelecida.

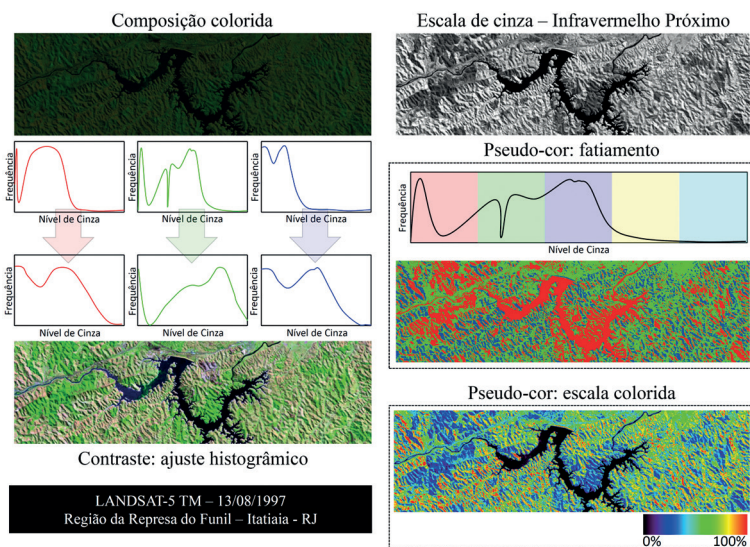
1 RGB, acrônimo de Red-Green-Blue, consiste em um sistema de cores, o qual permite expressar diferentes cores a partir da combinação das cores primárias vermelho (*red*), verde (*green*) e azul (*blue*) segundo uma dada proporção.

A Figura 3 ilustra a realização de um ajuste histogrâmico sobre cada uma das bandas da composição colorida apresentada, cujo resultado confere uma melhor caracterização e distinção visual dos alvos. Ainda, partindo da representação em escala de cinza da banda do infravermelho próximo, são expostas representações em pseudocor por fatiamento, mediante a definição de cores para intervalos de valores nessa banda, e pela associação de uma escala colorida em substituição à escala de cinza inicial.

Fundamentadas em princípios físicos e/ou estatísticos, técnicas de transformação de imagens permitem extrair e evidenciar informações que geralmente não são naturalmente exibidas pela imagem, seja via representação monocromática ou colorida. Simples operações aritméticas envolvendo as bandas de uma dada imagem podem dar origem a produtos, como índices capazes de auxiliar na representação de alvos relacionados à vegetação e à água[2] ou para expressar alterações ocorridas entre dois instantes de tempo. Análise de Componentes Principais (PCA, do inglês Principal Component Analysis) é um segundo exemplo de técnica de transformação que, a partir de uma transformação linear parametrizada em função do comportamento estatístico dos dados (i.e., da forma como os vetores de atributos de $\mathcal{I}$ estão distribuídos em $\mathcal{X}$), possibilita identificar os principais fatores responsáveis pela caracterização dos alvos presentes na imagem. A transformação entre espaços de cores, em especial a transformação RGB-IHS, merece ainda mais atenção, como explicado a seguir. Partindo de uma representação RGB, em que a coloração de cada pixel em um sistema aditivo é determinada pela combinação entre as cores primárias (Vermelho-Verde-Azul – Red-Green-Blue (RGB)), é realizada uma transformação para um sistema cuja representação das cores, similar ao sistema visual humano, ocorre em função da Intensidade (I – Intensity), Matiz (H – Hue) e Saturação (S – Saturation). Nessa nova representação, cada uma das

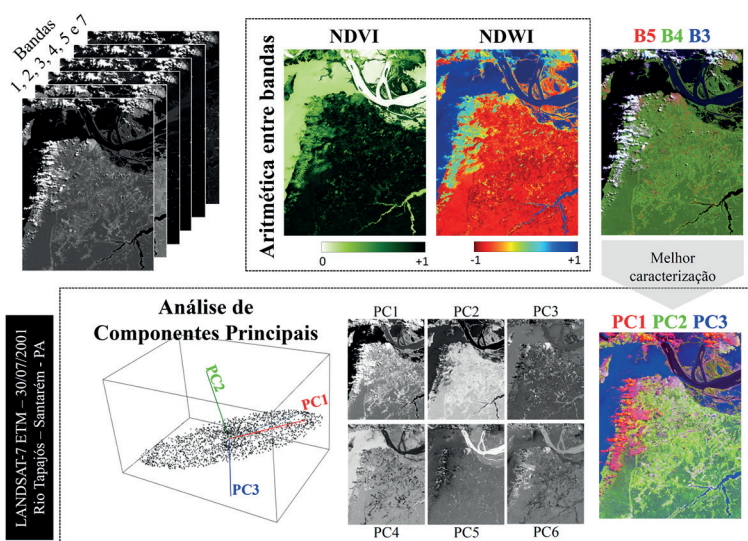
2 Nesse contexto, destacam-se dois importantes índices, comumente apresentados na literatura: o Normalized Difference Vegetation Index (NDVI) e o Normalized Difference Water Index (NDWI). Para maiores detalhes sobre estes índices, ver Ponzoni et al. (2012) e Gao (1996).

componentes pode ser alterada convenientemente, possibilitando a geração de imagens mais claras ou escuras, com cores mais ou menos puras, ou mesmo com alteração nas cores. É válido ressaltar que as técnicas de transformação não estão restritas a esses exemplos, cabendo mencionar, ainda, as técnicas baseadas em transformadas discretas de Fourier e *Wavelet*, e de fusão de imagens. Uma discussão mais profunda desse tópico é apresentada em Mather e Koch (2011).

Figura 3 – Ajuste histogrâmico (coluna a esquerda) e representações pseudocor (coluna a direita) como exemplos de técnicas de melhoramento de imagem

Fonte: elaborada pelos autores

Partindo de uma imagem, composta por seis bandas e adquirida pelo sensor ETM a bordo do satélite Landsat-7, a Figura 4 ilustra exemplos de aritmética entre bandas e uso da PCA. Os índices NDVI e NDWI são obtidos por operações aritméticas envolvendo as bandas 3 e 4, e 2 e 4, respectivamente. Por outro lado, a PCA faz uso simultâneo das seis bandas disponíveis e realiza uma reprojeção dessas informações em um espaço vetorial cujas primeiras componentes

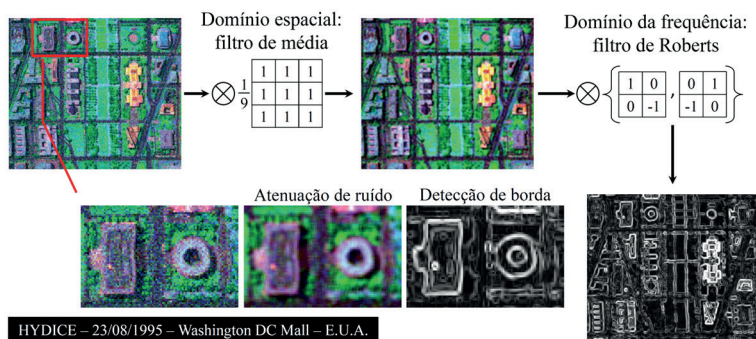
estão associadas aos eixos de maior variabilidade. Nessas condições, uma composição colorida envolvendo as três primeiras componentes principais será capaz de caracterizar melhor os alvos em comparação a outras composições envolvendo as bandas originais.

Figura 4 – Transformação de imagens, abrangendo desde simples aritméticas entre bandas para determinação de índices para caracterização de alvos até procedimentos mais complexos, como a Análise de Componentes Principais

Fonte: elaborada pelos autores

A filtragem de imagem corresponde a outro ramo das técnicas de processamento de imagens, cujo objetivo é minimizar a interferência de elementos indesejados, ou ainda, identificar transições (i.e., bordas) entre alvos. De modo geral, a filtragem pode ocorrer no domínio espacial ou no domínio da frequência. Os filtros que atuam no domínio espacial são caracterizados pela convolução entre uma imagem e uma máscara (ou núcleo do filtro). Tal máscara consiste em uma matriz, de dimensão fixa ou não, cujos elementos são empregados na definição de uma operação específica que caracteriza o

filtro, por exemplo, média, mediana, derivada, alguma soma ponderada, dentre outras. Quando a frequência é adotada como domínio, máscaras convolutivas são usadas para realçar bordas, através de filtros clássicos, como Roberts e Sobel, ou mesmo pela aplicação de filtros do domínio espacial sobre imagens previamente processadas por transformadas discretas, como Fourier e *Wavelet*, conforme é discutido em Schowengerdt (2007).

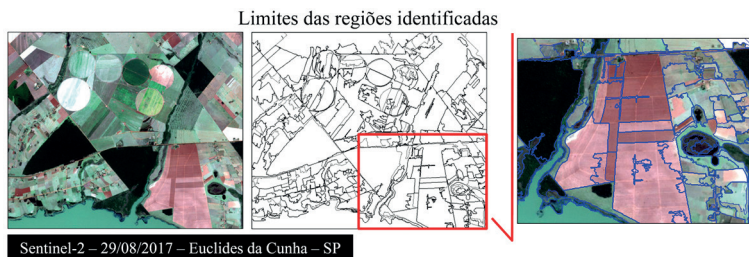
A Figura 5 ilustra uma aplicação de filtragem sobre uma imagem hiperespectral Hydice. A imagem original, contaminada artificialmente com ruído gaussiano, é inicialmente convolucionada com um filtro da média, de núcleo 3 x 3, a fim de reduzir os efeitos do ruído. Em seguida, o filtro de Roberts é aplicado com objetivo de identificar as bordas dos alvos presentes na cena.

Figura 5 – Atenuação de ruído e detecção de borda a partir de técnicas de filtragem

Fonte: elaborada pelos autores

O processo de segmentação de imagem consiste no particionamento de uma dada imagem em sub-regiões de modo que: (i) as sub-regiões correspondem a conjuntos de pixels espacialmente conectados; (ii) não existe intersecção entre duas sub-regiões quaisquer; (iii) os vetores de atributos dos pixels que compõem uma sub-região atendem a uma determinada propriedade de similaridade; (iv) a união entre todas as sub-regiões é equivalente a imagem original.

Conforme estruturado por Gonzalez e Woods (2017), os métodos de segmentação de imagem baseiam-se nas propriedades de descontinuidade e similaridade exibida pelos pixels com relação à sua vizinhança local. Quando fundamentados nas propriedades de descontinuidade dos pixels, a segmentação é *orientada por bordas*; já quando fundamentada nas características de similaridade, a segmentação é dita *orientada por regiões*. A segmentação orientada por bordas usa o postulado que mudanças no nível de cinza dos pixels acontecem quando existe um limite entre duas regiões. A detecção de zonas de fronteira entre regiões é usualmente realizada por operações de diferenciação de primeira ordem, por exemplo, através dos filtros de gradiente. Por outro lado, a abordagem orientada por regiões tenta isolar áreas da imagem que são homogêneas segundo determinadas características. Para isso, os pixels são submetidos a um processo de agrupamento. Durante o processo de segmentação, as áreas candidatas podem aumentar de tamanho, ser comprimidas, divididas, criadas ou eliminadas.

Dentre diversas opções, o Crescimento de Regiões (*Region Growing*) (Zucker, 1976) é um método de segmentação orientado por bordas bem difundido na literatura. A Figura 6 exemplifica a aplicação desse método na delimitação de alvos em uma região rural.

Figura 6 – Aplicação do método Crescimento de Regiões em uma imagem obtida pelo satélite Sentinel-2 para a delimitação de alvos em uma região rural do oeste paulista

Fonte: elaborada pelos autores

Uma rápida, mas organizada, discussão sobre classificação de imagem

O termo *classificação* é originário de outra área da Ciência da Computação, denominada Reconhecimento de Padrões, cuja finalidade geral é associar objetos a uma determinada classe ou grupo similar. Quando a classificação é realizada sobre imagens, especialmente de Sensoriamento Remoto, a fim de discriminar e mapear objetos presentes nessas, tal aplicação recebe o nome de *classificação de imagem*. Esse tipo de técnica desempenha grande utilidade nos mais diversos estudos ambientais, por exemplo, no monitoramento de florestas e geleiras, em análises sobre impactos causados por desastres naturais, planejamento governamental, dentre outros (Negri, 2013).

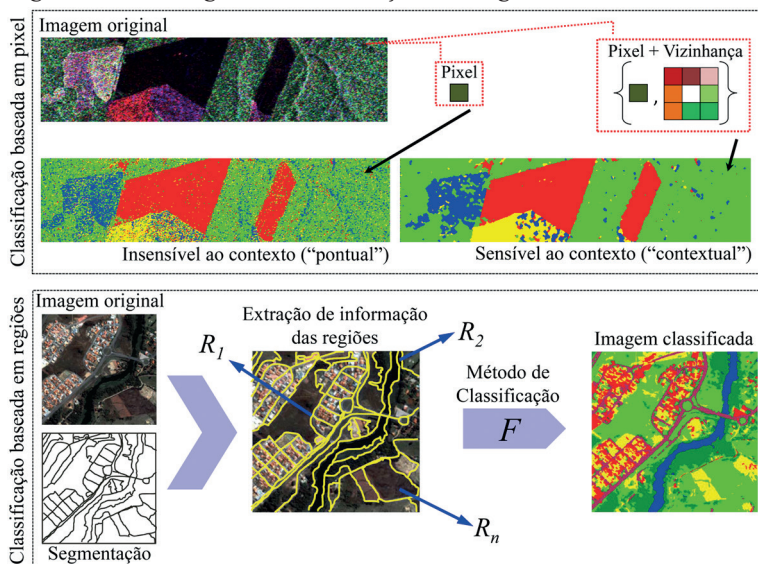
Em um primeiro nível, os métodos de classificação de imagem podem ser diferenciados de acordo com as abordagens *baseada em regiões* ou *baseada em pixels*. A principal diferença entre tais abordagens refere-se à forma como a imagem é classificada, podendo ser conduzida a partir da classificação individual de cada pixel ou de cada região que a compõe. Quando a classificação ocorre por regiões, a identificação e delimitação das regiões é previamente alcançada com a aplicação de uma técnica de segmentação de imagem (Negri et al., 2016).

Dentro de cada uma das abordagens citadas, é possível ainda identificar um segundo nível de especificação com relação aos métodos de classificação. Na abordagem baseada em pixels, os métodos geralmente são categorizados como *insensível* ou *sensível* ao contexto. A sensibilidade ao contexto implica que o comportamento da vizinhança dos pixels é considerado no processo de classificação, caso contrário, na insensibilidade ao contexto, os pixels são classificados de modo isolado e independente da vizinhança na qual está inserido. Já na abordagem baseada em regiões, o processo de classificação pode considerar as regiões como elementos rígidos, representados a partir de uma lista de descritores característicos predefinidas (e.g., média, desvio padrão, entropia etc.), ou segundo conceitos de *orientação a objetos*, permitindo assim uma modelagem mais flexível

(e.g., "é vizinho de", "possui dimensão inferior a", "possui valor médio próximo de" etc.). A Figura 7 ilustra de modo genérico as abordagens de classificação discutidas.

Além das abordagens e respectivas subespecificações, o *paradigma de aprendizado* é uma terceira característica importante na distinção dos métodos de classificação. Dentre uma diversidade de paradigmas propostos nas áreas de Reconhecimento de Padrões e Inteligência Artificial, os aprendizados *supervisionado*, *não supervisionado* ou, recentemente, *semissupervisionado*, são comumente considerados pelas técnicas de classificação de imagem.

Em termos formais, um *classificador* é representado por uma função $F: \mathcal{X} \rightarrow \mathcal{Y}$, que associa elementos $\mathbf{x}$ do espaço de atributos $\mathcal{X}$ a uma classe definida em $\Omega = \{\omega_1, \omega_2, \dots, \omega_c\}$, com $c \in \mathbb{N}^*$, a partir de um indicador de classe em $\mathcal{Y} = \{1, 2, \dots, c\}$. Pode-se lançar mão de $y = F(\mathbf{x})$ para indicar que $\mathbf{x}$ está associado à classe ω_y, ou ainda, simplesmente escrever $(\mathbf{x}, \omega_y)$. Acompanhando o mesmo raciocínio, a *classificação de imagem* consiste na aplicação de F sobre uma imagem

Figura 7 – Abordagens de classificação de imagens

Fonte: elaborada pelos autores

$\mathcal{I}$, a qual é definida sobre um suporte $\mathcal{S} \in \mathbb{N}^2$ conforme as mesmas discussões conduzidas anteriormente.

A classificação de imagem baseada em pixels consiste na aplicação de F sobre os vetores de atributos dos pixels (padrões) que compõem $\mathcal{I}$, cujo resultado de classificação pode ser denotado por $F(\mathcal{I})$. Com relação à imagem em que é conduzido o processo de classificação, $\mathcal{I}(s) = \mathbf{x}$ denota que o pixel $s \in \mathcal{S}$ de $\mathcal{I}$ possui atributos representados pelo vetor $\mathbf{x}$. No caso da classificação baseada em regiões, pode-se considerar que F é aplicada sobre cada região $R_i \subset \mathcal{S}$, $i = 1,2, ..., r$ de $\mathcal{I}$, tal que R_i é um conjunto de pixels s_a, com $a = 1,2, ..., \#R_i$, cujos atributos de cada s_a podem ser representados por $\mathcal{I}s_a$. Vale ressaltar que o suporte de $\mathcal{I}$ é previamente particionado por um processo de segmentação, em r regiões disjuntas tal que $\bigcup_i^r=1\ R_i = \mathcal{S}$.

Os diferentes métodos de classificação de imagem propostos na literatura podem ser entendidos como maneiras distintas de modelar a função F e aplicá-la na classificação de $\mathcal{I}$. Para os métodos baseados em pixels, cujo aprendizado é supervisionado, são utilizadas informações disponíveis em um *conjunto de treinamento* $\mathcal{D} = \{(\mathbf{x}_i, y_i) \in \mathcal{X} \times \mathcal{Y} : \mathrm{i} = 1, 2, ..., \mathrm{m}\}$ composto por m vetores (ou pixels) de treinamento. No caso baseado em regiões, tal conjunto é expresso por $\mathcal{D} = \{(Ri\ , yi) \in \mathcal{I}(Ri) \times \mathcal{Y} : \mathrm{i} = 1, 2, ..., \mathrm{m}\}$, evidenciando que a única diferença em relação à abordagem anterior ocorre com relação à natureza do objeto usado para treinamento. A partir da informação existente nos conjuntos de treinamento, são extraídos parâmetros necessários para a modelagem do classificador F, e então é definido um mapeamento capaz de relacionar padrões não rotulados a uma determinada classe.

Em oposição ao supervisionado, os métodos de aprendizado não supervisionado não usufruem de conjuntos de treinamento como fonte de informação, logo, não são capazes de definir um mapeamento entre um conjunto de padrões e um conjunto de classes. Nesse caso o processo de aprendizado é baseado em analogias construídas ao observar todos os vetores de atributos que compõem $\mathcal{I}$. Como resultado, são gerados subconjuntos compostos por padrões similares, sem uma classe temática associada.

É natural que quando as classes do problema são definidas de antemão, o aprendizado supervisionado é preferível, no entanto, ele será adequado desde que uma quantidade suficiente de informações seja fornecida (Camps-Valls; Bandos Marsheva; Zhou, 2007). Essa exigência se torna um ponto crítico quando existem custos relacionados à obtenção de amostras rotuladas (Zhu; Goldberg, 2009). Uma alternativa proposta para lidar com essa questão, que envolve a insuficiência de amostras e um treinamento adequado, consiste em inflar o conjunto de treinamento a partir da inclusão de padrões não rotulados, motivando assim o desenvolvimento do aprendizado semissupervisionado. Tal aprendizado pode ser entendido como um "meio caminho" entre os aprendizados com e sem supervisão, uma vez que são utilizadas informações rotuladas e não rotuladas (Chapelle; Schölkopf; Zien, 2006). Negri et al. (2013) apresentam uma discussão e um estudo de caso envolvendo diferentes modelos de aprendizado semissupervisionado na classificação de imagens de Sensoriamento Remoto.

Independentemente da abordagem ou paradigma de aprendizado, é realmente vasta a quantidade de pesquisas relacionadas ao desenvolvimento de métodos de classificação de imagem. Seria vaga a tentativa de mencionar todos os diferentes métodos de classificação de imagem já propostos, cabendo aqui citar alguns métodos clássicos usualmente empregados nas aplicações práticas de Sensoriamento Remoto, sendo eles: Classificador de Máxima Verossimilhança (*Maximum Likelihood Classifier*), Classificador de Mínima Distância de Mahalanobis (*Mahalanobis Minimum Distance Classifier*), *k*-Vizinhos Mais Próximos (*k-Nearest Neighbors*), Máquina de Vetores Suporte (*Support Vector Machine*), K-Médias (*K-Means*) e Maximização da Esperança (*Expectation Maximization*). Para maiores detalhes sobre esses métodos, é sugerida a leitura de Theodoridis e Koutroumbas (2009) e Webb, Andrew e Copsey (2011).

Alguns estudos ambientais apoiados pelo Sensoriamento Remoto e Processamento Digital de Imagens

Diferentes séries de satélites meteorológicos operacionais possibilitam a aquisição de informações ambientais. Tais satélites desempenham papel fundamental na previsão de tempo e clima. Geostationary Operational Environmental Satellites (Goes), Meteorological Satellite (Meteosat), National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA), Tropical Rainfall Measuring Mission (TRMM) são alguns exemplos de séries de satélites meteorológicos. Algumas aplicações, que fazem uso de dados obtidos por tais satélites, envolvem o mapeamento noturno de nuvens, estimativas das temperaturas da superfície da Terra e mar, identificação de tipos de nuvens, estimativas de vento e de precipitação. Em Lensky e Rosenfelf (2008) é apresentada uma análise das informações contidas em imagens coletados pelo satélite Meteosat-2 e respectivas discussões físicas com apoio de simples composições e representações coloridas. De qualquer forma, a aplicação de técnicas de Processamento Digital de Imagens sobre dados obtidos por satélites meteorológicos não é um tema recente, uma vez que Vaughan (1987) já discutia o uso de classificação de imagem na identificação de nuvem, névoa e neblina.

O fenômeno de movimento de massa deixa evidências na paisagem, denominadas cicatrizes. O mapeamento dessas cicatrizes é importante tarefa para compreender a espacialização dos processos inerentes e alguns fatores condicionantes dos movimentos de massa, sendo a maioria dos seus inventários ainda realizada por meio de interpretação de imagens de Sensoriamento Remoto. No entanto, esses métodos são onerosos e, portanto, ineficientes para gerar mapas de grandes áreas, como já observado em Dou et al. (2015).

Nesse sentido, a aplicação de técnicas de Processamento Digital de Imagens sobre dados de Sensoriamento Remoto torna-se útil para detectar e classificar escorregamentos de massa a um custo relativamente baixo. Dois exemplos iniciais sobre estudos relacionados

a esta temática são apresentados por Martha et al. (2010) e Brito (2015). Enquanto a primeira referência faz uso de aritmética entre bandas para o cálculo do NDVI, o segundo estudo emprega o conceito de aritmética, a fim de obter a razão entre bandas, e análise PCA como ferramenta para explorar de forma mais eficiente as informações disponíveis.

A adoção de métodos de classificação de imagem mostra-se como uma ferramenta potencial para detecção de cicatrizes. Os estudos apresentados em McKean e Roering (2004) e Borghuis et al. (2007) são dois exemplos de uso de métodos baseados em pixels para o mapeamento de cicatrizes e deslizamentos. No entanto, a abordagem baseada em pixel possui limitações que são fundamentais para abordar características específicas do local do escorregamento. Uma alternativa diante de tal limitação é o emprego de métodos baseados em regiões com tratamento orientado a objetos, como mostrado em Martha et al. (2010), Lu et al. (2011) e Dou et al. (2015).

Independentemente do tipo de técnica de Processamento Digital de Imagem a ser aplicada, cabe observar que o uso de imagens de média resolução, por exemplo, as adquiridas pelos satélites da série Landsat, apresentam restrições à tarefa de mapeamento das cicatrizes. A escolha da resolução adequada está relacionada à área de estudo em questão. No caso de áreas não urbanas com predominância de cobertura vegetal, imagens de altas resoluções tornam-se convenientes, ao contrário de áreas densamente urbanizadas que exigem a disponibilidade de imagens com altíssima resolução espacial. Recentemente, o uso de Vant (acrônimo de Veículo Aéreo Não Tripulado), surge como uma alternativa para aquisição de imagens de altíssima resolução, especialmente em razão do baixo custo e da maior agilidade em comparação ao uso de aviões tradicionais ou à programação para o imageamento por satélite. Peternel et al. (2017) apresenta um estudo que explora este tipo de alternativa.

A detecção e o monitoramento de mudanças com uso de imagens de Sensoriamento Remoto são tópicos de grande interesse para as ciências ambientais, a cartografia, a geografia, a ecologia e a hidrologia (Srivastava et al., 2012). Dentre diversas aplicações desses

tópicos, podem-se citar: estudos relacionados às mudanças de uso e cobertura do solo, alterações de vegetação; monitoramento de desmatamento e regeneração, monitoramento de queimadas, mudança de paisagem, expansão urbana, mudança de linha de costa e monitoramento de cultura (Lu et al., 2004; Ross; Bhadauria, [s.d.]).

As metodologias empregadas para a detecção de mudanças geralmente são realizadas a partir da classificação de dados "fusionados" em datas diferentes (i.e., imagens compostas por bandas em diferentes instantes de tempo), considerando diversas classes de mudança ou, de forma mais simples, mediante comparação entre resultados de classificação baseada em pixels obtidos sobre imagens em diferentes instantes. A combinação dos conceitos de classificação baseada em regiões e detecção de mudança resultou na definição da "detecção de mudança orientada a objeto" que, segundo Hussain et al. (2013), pode ser realizada (i) de forma direta, a partir da comparação das propriedades geométricas, espectrais e de textura entre os objetos da imagem, ou (ii) a partir dos objetos já classificados, diante da geometria destes objetos e da classe ao qual está associado.

De acordo com Lu et al. (2004), o sucesso dos procedimentos de detecção de mudança requer determinados cuidados por parte do analista, especialmente com relação aos seguintes aspectos: (i) seleção do sensor adequado no que se refere às resoluções espacial, temporal, espectral e radiométrica; (ii) conhecimento de características do ambiente, como condições atmosféricas, condições do solo e características fenológicas; e (iii) emprego dos métodos de processamento de imagens, especialmente na realização do registro das imagens e das correções radiométricas e atmosféricas.

O Projeto de Estimativa do Desflorestamento da Amazônia (Prodes)[3] e o sistema de Detecção de Desmatamento em Tempo Real (Deter)[4] são dois projetos de longa história, alta visibilidade nacional e grande importância diante dos estudos e preocupação. Sendo ambos operados pelo Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (Inpe),

---

3 Disponível em: <http://www.dpi.inpe.br/prodesdigital/prodes.php>.

4 Disponível em: <http://www.obt.inpe.br/deter/indexdeter>.

esses projetos objetivam o monitoramento das alterações na cobertura vegetal como ferramenta para o combate ao desmatamento ilegal.

Criado em 1988, e reformulado em 2002, ano em que a análise das informações deixa de ser baseada em mapas e procedimentos analógicos e passa a ser conduzida com dados digitais e procedimentos semiautomatizados, o sistema Prodes fornece estimativas anuais sobre o incremento de desmatamento. Para o cálculo dessas estimativas são empregadas imagens com resolução espacial de aproximadamente 30 metros e resolução temporal em torno de 15 dias. As amplitudes dessas resoluções permitem lidar simultaneamente com a problemática da questão de cobertura de nuvens na região da Amazônia, com forte predominância entre os meses de outubro a junho, e garantir que áreas superiores a 6,25 hectares sejam identificadas. Em seu histórico de realização, a maioria das imagens utilizadas nesse projeto têm sido obtidas pelos satélites da série Landsat, e pelos satélites da série CBERS (Inpe/Cresda – Brasil/China), UK2 (DMC – Reino Unido) e Resourcesat (ISRO – Índia). As informações geradas pelo Prodes são disponibilizadas de forma numérica, em tabelas, assim como no formato vetorial e por meio de imagens. Do ponto de vista das técnicas de processamento de imagens, a identificação de áreas de desmatamento é regida com apoio de segmentação de imagem, via Crescimento de Regiões, e classificação não supervisionada.

Diante de uma necessidade levantada pelo Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (Ibama), por uma ferramenta capaz de emitir alertas em curtos períodos, o Inpe deu início em 2004 às operações do sistema Deter. Essa necessidade por respostas em curto prazo, comparado ao Prodes, implica a utilização de imagens de menor resolução espacial, no caso obtidas pelo sensor Modis, que consequentemente restringe o sistema Deter na detecção de cortes rasos, degradação e queimadas que compreendam áreas superiores a 25 hectares. Os alertas, na forma de mapas de desmatamento, são emitidos em um período de até cinco dias após a aquisição das imagens pelo sensor Modis. Uma recente atualização, denominada "Deter B", passou a utilizar imagens,

com maiores resoluções espaciais, obtidas por sensores a bordo dos satélites Resourcesat e CBERS-4, permitindo assim detectar desmatamentos com área superior a três hectares. Ao contrário do Prodes, o funcionamento do sistema Deter não está apoiado em técnicas de Processamento Digital de Imagens, mas sim em elementos de fotointerpretação.

Considerações finais

A alta disponibilidade de imagens de Sensoriamento Remoto, muitas até mesmo de forma gratuita, é resultado dos avanços tecnológicos na área espacial que atua com diversos sistemas operacionais, gerando imagens em diferentes níveis de resolução espacial, espectral, radiométrica e temporal. A aplicação de técnicas de Processamento Digital de Imagens sobre tais dados torna possível a extração de informações para subsidiar estudos que objetivam compreender o meio físico e os seus problemas ambientais, estreitando assim o relacionamento entre as tecnologias espaciais e os estudos ambientais. Dessa forma, o conhecimento de tais tecnologias pelos profissionais da área ambiental torna-se um requisito básico.

É com base nessa premissa que este capítulo teve como pretensão fornecer uma noção geral de como o Sensoriamento Remoto e o Processamento Digital de Imagens estão organizados e como podem ser usados como ferramentas perante as questões ambientais. Dessa forma, acredita-se que esse material possa ser útil para aqueles que desejam conhecer os principais métodos de Processamento Digital de Imagens de modo a tirar o máximo de proveito das imagens de Sensoriamento Remoto. As informações extraídas podem ainda alimentar bases de dados geoespaciais de um Sistema de Informação Geográfica, auxiliando assim em análises e tomadas de decisão mais eficientes, tarefa esta comum aos profissionais da área ambiental.

Referências bibliográficas

BORGHUIS, A. M.; CHANG, K.; LEE, H. Y. Comparison between automated and manual mapping of typhoon-triggered landslides from SPOT-5 imagery. *International Journal of Remote Sensing*, v.28, n.8, p.1843-1856, abr. 2007.

BRITO, M. M. Identificação de cicatrizes de movimentos de massa na borda oriental da Bacia do Paraná com base em imagens Landsat 5-TM. *Revista Brasileira de Geografia Física*, v.8, n.1, p.56-70, 21 jul. 2015.

CAMPS-VALLS, G.; BANDOS MARSHEVA, T. V.; ZHOU, D. Semi-Supervised Graph-Based Hyperspectral Image Classification. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, v.45, n.10, p.3044-3054, out. 2007.

CHAPELLE, O.; SCHÖLKOPF, B.; ZIEN, A. Semi-supervised learning. [S.l.]: MIT Press, 2006.

DOU, J. et al. Automatic Case-Based Reasoning Approach for Landslide Detection: Integration of Object-Oriented Image Analysis and a Genetic Algorithm. *Remote Sensing*, v.7, n.4, p.4318-4342, 13 abr. 2015.

GAO, B. NDWI – A normalized difference water index for remote sensing of vegetation liquid water from space. *Remote Sensing of Environment*, v.58, n.3, p.257-266, 1 dez. 1996.

GONZALEZ, R. C.; WOODS, R. E. *Digital image processing*. 4.ed. [s.l: s.n.], 2017.

HUSSAIN, M. et al. Change detection from remotely sensed images: From pixel-based to object-based approaches. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, v.80, p.91-106, 1 jun. 2013.

JAIN, A. K. *Fundamentals of digital image processing*. [s.l.]: Prentice Hall, 1989.

JENSEN, J. R. *Sensoriamento remoto do ambiente uma perspectiva em recursos terrestres*. [s.l.]: Parêntese Editora, 2009.

JONG, S. M. de; MEER, F. D. VAN DER; CLEVERS, J. G. P. Basics of Remote Sensing. In: JONG, S. M. de; MEER, F. D. VAN DER. *Remote sensing image analysis*: inclusing the spatial domain. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers, 2004. p.1-15.

LENSKY, I. M.; ROSENFELD, D. Clouds-Aerosols-Precipitation Satellite Analysis Tool (CAPSAT). *Atmospheric Chemistry and Physics*, v.8, n.22, p.6739-6753, 24 nov. 2008.

LU, D. et al. Change detection techniques. *International Journal of Remote Sensing*, v.25, n.12, p.2365-2401, jun. 2004.

LU, D.; WENG, Q. A survey of image classification methods and techniques for improving classification performance. *International Journal of Remote Sensing*, v.28, n.5, p.823-870, mar. 2007.

LU, P. et al. Object-Oriented Change Detection for Landslide Rapid Mapping. *IEEE Geoscience and Remote Sensing Letters*, v.8, n.4, p.701-705, jul. 2011.

MARTHA, T. R. et al. Characterizing spectral, spatial and morphometric properties of landslides for semi-automatic detection using object-oriented methods. *Geomorphology*, v.116, n.1-2, p.24-36, 15 mar. 2010.

MATHER, P. M.; KOCH, M. *Computer Processing of Remotely Sensed Images*. Chichester, UK: John Wiley & Sons, Ltd, 2011.

McKEAN, J.; ROERING, J. Objective landslide detection and surface morphology mapping using high-resolution airborne laser altimetry. *Geomorphology*, v.57, n.3-4, p.331-351, 10 fev. 2004.

MENESES, P. R. et al. *Introdução ao processamento de imagens de sensoriamento remoto*. Brasília: UnB, 2012.

NEGRI, R. G. *Máquina de vetores de suporte adaptativa ao contexto*: formalização e aplicações em sensoriamento remoto. [s.l.]: Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, 2013.

NEGRI, R. G. et al. Examining region-based methods for land cover classification using stochastic distances. *International Journal of Remote Sensing*, v.37, n.8, p.1902-1921, 17 abr. 2016.

NEGRI, R. G.; SANT'ANNA, S. J. S.; DUTRA, L. V. Aplicação de Modelos de Aprendizado Semissupervisionado na Classificação de Imagens de Sensoriamento Remoto. *Revista de Informática Teórica e Aplicada*, v.20, n.2, p.32-55, 13 abr. 2013.

NOVO, E. M. L. de M. *Sensoriamento remoto*: princípios e aplicações. [s.l.]: Blucher, 2010.

PAKHIRA, M. K. *Digital image processing and pattern recognition*. [s.l.]: Prentice-Hall of India, 2011.

PETERNEL, T. et al. Monitoring the Potoška planina landslide (NW Slovenia) using UAV photogrammetry and tachymetric measurements. *Landslides*, v.14, n.1, p.395-406, 11 fev. 2017.

PONZONI, F. J.; SHIMABUKURO, Y. E.; KUPLICH, T. M. *Sensoriamento remoto no estudo da vegetação*. [s.l.]: Oficina de Textos, 2012.

RICHARDS, J. A. *Remote sensing digital image analysis*: an introduction. [S.l.]: Springer, 2013.

ROSS, S.; BHADAURIA, H. S. A Review of Change Detection Techniques of LandCover Using Remote Sensing Data. *IOSR Journal of Computer Engineering Rev*. IV, v.17, n.3, p.2278-2661, [s.d.].

SCHOWENGERDT, R. A. Remote sensing: models and methods for image processing. [S.l.]: Academic Press, 2007.

SRIVASTAVA, P. K. et al. Selection of classification techniques for land use/ land cover change investigation. *Advances in Space Research*, v.50, n.9, p.1250-1265, 1 nov. 2012.

THEODORIDIS, S.; KOUTROUMBAS, K. *Pattern recognition*. [S.l.]: Academic Press, 2009.

VAUGHAN, R. A. *Remote Sensing Applications in Meteorology and Climatology*. [S.l.]: Springer Netherlands, 1987.

WEBB, A. R.; ANDREW, R.; COPSEY, K. D. *Statistical pattern recognition*. [s.l.]: Wiley, 2011.

ZHU, X.; GOLDBERG, A. B. Introduction to Semi-Supervised Learning. *Synthesis Lectures on Artificial Intelligence and Machine Learning*, v.3, n.1, p.1-130, 8 jan. 2009.

ZUCKER, S. W. Region growing: Childhood and adolescence. *Computer Graphics and Image Processing*, v.5, n.3, p.382-399, 1 set. 1976.

Sobre os autores

Evaldo Luiz Gaeta Espíndola – Professor titular da Universidade de São Paulo (USP), Escola de Engenharia de São Carlos (EESC), Departamento de Hidráulica e Saneamento (SHS). Natural de Aquidauana/MS, é graduado em Ciências Biológicas pela Universidade Federal do Mato Grosso do Sul (UFMS), mestre em Hidráulica e Saneamento e doutor em Ciências da Engenharia Ambiental pela USP. Atua nas áreas de Ecotoxicologia (aquática e terrestre), Limnologia, Biodiversidade e Impacto Ambiental.

José Alexandre Matelli – Professor assistente doutor da Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho" (Unesp), Faculdade de Engenharia de Guaratinguetá (FEG), Departamento de Energia (DEN). É membro titular do Conselho Universitário da Unesp. Possui graduação em Engenharia Mecânica pela Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC), mestrado e doutorado em Engenharia Mecânica pela UFSC. Realizou estágio pós-doutoral na Nasa Ames Research Center em 2017, atuando como pesquisador visitante. Tem experiência na área de Engenharia e Ciências Térmicas, atuando principalmente nos seguintes temas: cogeração, gás natural, células-combustível, sistemas baseados em conhecimento, projeto de sistemas térmicos e projeto resiliente.

José Antônio Perrella Balestieri – Professor titular da Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho" (Unesp), Faculdade de Engenharia de Guaratinguetá (FEG), Departamento de Energia (DEN). Natural de São José do Rio Pardo/SP, é graduado em Engenharia Mecânica pela Universidade Federal de Itajubá (Unifei), mestre em Engenharia Mecânica pela Unifei, e doutor em Engenharia Mecânica pela Universidade Estadual de Campinas (Unicamp), Faculdade de Engenharia Mecânica (FEM). Atua na área de Engenharia de Energia em Planejamento Energético nos temas: cogeração, uso racional de energia e água, otimização de sistemas energéticos e recursos naturais, análise termoeconômica, e nexo água-alimento-energia.

Marcos Martinelli – Engenheiro agrônomo na Coordenadoria de Desenvolvimento Rural Sustentável (CDRS) da Secretaria de Agricultura e Abastecimento do Estado de São Paulo. Natural de Guaratinguetá (SP), é graduado em Engenharia Agronômica pela Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo (USP). Atua nas áreas de Produção de Alimentos, Manejo e Conservação de Solo e Água e na Gestão de Recursos Hídricos. Foi membro do Comitê para Integração da Bacia Hidrográfica do Rio Paraíba do Sul (Ceivap), do Comitê das Bacias Hidrográficas do Rio Paraíba do Sul (CBH-PS), das Câmaras Técnicas de Planejamento e de Estudos de Cobrança da Água do CBH-PS e da Câmara Técnica de Proteção da Águas do Conselho Estadual de Recursos Hídricos (SP).

Marcos Yutaka Shiino – Professor assistente doutor da Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho" (Unesp), Instituto de Ciência e Tecnologia (ICT) de São José dos Campos, Departamento de Engenharia Ambiental (DEA) desde 2015. Natural de São José dos Campos/SP, possui graduação em Engenharia de Materiais pela Unesp, mestre e doutor em Engenharia Mecânica na área de Materiais pela Unesp, Faculdade de Engenharia de Guaratinguetá (FEG). Atua nas áreas de Processamento e Caracterização de Compósitos, com foco no comportamento em fadiga de compósitos.

Mateus Ricardo Nogueira Vilanova – Professor assistente doutor da Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho" (Unesp), Instituto de Ciência e Tecnologia (ICT), campus de São José dos Campos, Departamento de Engenharia Ambiental (DEA). Natural de Itajubá/MG, é graduado em Engenharia Hídrica pela Universidade Federal de Itajubá (Unifei), mestre em Engenharia da Energia pela Unifei, e doutor em Engenharia Mecânica (Área de Transmissão e Conversão de Energia) pela Unesp, Faculdade de Engenharia de Guaratinguetá (FEG). É líder do Grupo de Recursos Hídricos, Hidrologia e Hidráulica Aplicadas. Atua nas áreas de Recursos Hídricos, Hidrologia, Hidráulica e Energia, com foco em: hidrologia de áreas de proteção ambiental e montanhas, e nexo água-energia.

Matheus Mantuanelli Roberto – Professor doutor do Centro Universitário Hermínio Ometto (FHO-Uniararas). Natural de Piracicaba/SP, é graduado em Ciências Biológicas (licenciatura e bacharelado), mestre e doutor em Ciências Biológicas (Biologia Celular e Molecular) pela Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho" (Unesp), campus de Rio Claro/SP. Atua na área da Toxicologia, com ênfase em toxicologia de produtos naturais, ecotoxicologia e mutagênese ambiental.

Mirabel Cerqueira Rezende – Professora afiliada da Universidade Federal de São Paulo (Unifesp), Instituto de Ciência e Tecnologia (ICT) de São José dos Campos, na área de Engenharia de Materiais. Professora permanente da pós-graduação do Instituto Tecnológico de Aeronáutica. Pesquisadora do Instituto de Aeronáutica e Espaço do Departamento de Ciência e Tecnologia Aeroespacial de 1985 a 2013. Bacharel em Química pelo Instituto de Química da Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho" (Unesp), mestre em Físico-química pela Universidade de São Paulo (USP-São Carlos) e doutora em Engenharia Química pela Escola Politécnica da USP de São Paulo. Atua nas áreas de Processamento e Caracterização de Compósitos Poliméricos, Materiais Carbonosos e Materiais Absorvedores de Micro-ondas.

Paulo Renato Matos Lopes – Professor assistente doutor da Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho" (Unesp), Faculdade de Ciências Agrárias e Tecnológicas (FCAT), campus de Dracena. Natural de José Bonifácio/SP, é graduado em Ciências Biológicas pela Unesp, Instituto de Biociências (IB), campus de Rio Claro; mestre e doutor em Ciências Biológicas (área de Microbiologia Aplicada) pelo IB/Unesp, campus de Rio Claro. É coordenador do Grupo de Ação em Impactos Ambientais (Gaia), e atua nas áreas de Microbiologia Aplicada e Ambiental com foco em biorremediação, processos fermentativos, manejo de resíduos e tratamento de águas e efluentes.

Paulo Valladares Soares – Professor assistente doutor da Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho" (Unesp), Faculdade de Engenharia de Guaratinguetá (FEG), campus Guaratinguetá, Departamento de Engenharia Civil (DEC). Natural de Nova Iguaçú/RJ, é graduado em Geologia pela Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro (UFRRJ), mestre e doutor em Geociências (Área de Administração e Política de Recursos Minerais), pela Universidade Estadual de Campinas (Unicamp). Atua nas áreas de gestão de recursos hídricos, serviços ecossistêmicos e geologia ambiental, com ênfase nas áreas de proteção ambiental e no nexo água-energia-alimento.

Renato Nallin Montagnolli – Pós-doutorando da Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho" (Unesp), Instituto de Biociências (IB), Departamento de Bioquímica e Microbiologia, no campus de Rio Claro. Natural de Campinas/SP, possui graduação (bacharelado e licenciatura) em Ciências Biológicas pela Unesp, mestrado e doutorado pelo Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas (Área de Microbiologia Aplicada) pela Unesp, campus de Rio Claro, tendo sido bolsista de doutorado do convênio Petrobras e PRH-05/ANP. Desenvolveu atividades de pesquisa por dois anos na Universidade da Califórnia em Berkeley (Estados Unidos). Atua nas áreas de Microbiologia Aplicada, Ambiental

e Industrial, atuando principalmente nos seguintes temas: biorremediação de ambientes contaminados por petróleo, produção e aplicação de biossurfactantes, ecotoxicologia e biotransformação de fluorcarbonados.

Ricardo Gabbay de Souza – Professor assistente doutor da Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho" (Unesp), Instituto de Ciência e Tecnologia (ICT), campus de São José dos Campos, Departamento de Engenharia Ambiental (DEA). Natural de Belém/PA, é graduado em Engenharia Civil pela Universidade da Amazônia, mestre em Engenharia Urbana pela Universidade Federal de São Carlos (UFSCAR), e doutor em Engenharia de Produção (ênfase em Pesquisa Operacional) pela Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ). Atua nos temas gestão de resíduos sólidos urbanos, logística reversa, avaliação da sustentabilidade do ciclo de vida, resíduos de equipamentos eletroeletrônicos e pesquisa operacional aplicada à sustentabilidade.

Rogério Galante Negri – Professor assistente doutor da Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho" (Unesp), Instituto de Ciência e Tecnologia (ICT), campus de São José dos Campos, Departamento de Engenharia Ambiental (DEA). Natural de Álvares Machado/SP, é graduado em Matemática pela Unesp, Faculdade de Ciência e Tecnologia (FCT) de Presidente Prudente/SP, mestre e doutor em Computação Aplicada pelo Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE). Realiza pesquisas principalmente nas áreas de Reconhecimento de Padrões e Processamento Digital de Imagens com aplicações em sensoriamento remoto.

Suzelei Rodgher – Professora assistente doutora da Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho" (Unesp), Instituto de Ciência e Tecnologia (ICT) de São José dos Campos, Departamento de Engenharia Ambiental (DEA). Natural de Araraquara/SP, é graduada em Ciências Biológicas pela Universidade Federal de São Carlos (UFSCar), mestre e doutora em Ciências da Engenharia

Ambiental pela Universidade de São Paulo (USP). Atua nas áreas de Ecotoxicologia Aquática e Limnologia, com ênfase nas interações entre alga, zooplâncton e metais.

Tatiana Sussel Gonçalves Mendes – Professora assistente doutora da Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho" (Unesp), Instituto de Ciência e Tecnologia (ICT) de São José dos Campos, Departamento de Engenharia Ambiental (DEA). Natural de Assis/SP, é graduada em Engenharia Cartográfica pela Unesp, Faculdade de Ciências e Letras (FCT), mestre e doutora em Ciências Cartográficas (Área de Computação de Imagens) pela Unesp/FCT. Atua nas áreas de fotogrametria, sensoriamento remoto e sistemas de informação geográfica com foco na extração de feições cartográficas e estudos na área ambiental.

Os impactos ambientais decorrentes da ação humana têm se tornado cada vez mais evidentes e intensos, comprometendo o equilíbrio dos ecossistemas e a disponibilidade dos recursos naturais. Nesse contexto, os aspectos sociais e econômicos amplificam a complexidade da tomada de decisões rumo ao desenvolvimento sustentável.

Nesse cenário desafiador, as áreas de Engenharia e de Ciência Ambiental são fundamentais para produzir conhecimento e tecnologias capazes de conciliar a proteção ambiental com o bem-estar social e o desenvolvimento econômico.

Este livro reúne contribuições de pesquisadores atuantes em diversos campos daquelas duas disciplinas, sendo direcionado, principalmente, para profissionais e alunos de pós-graduação. Além de apresentar aspectos atuais e relevantes dessas áreas, a obra fornece ao leitor uma experiência multidisciplinar da engenharia e da ciência ambiental, destacando a necessidade de integração entre diversas esferas de conhecimento na busca pelo ideal do desenvolvimento sustentável.

Mateus Ricardo Nogueira Vilanova é docente da Universidade Estadual Paulista (Unesp), Instituto de Ciência e Tecnologia (ICT) de São José dos Campos. É graduado em Engenharia Hídrica pela Universidade Federal de Itajubá (Unifei) e doutor em Engenharia Mecânica pela Unesp, Faculdade de Engenharia de Guaratinguetá (FEG). Atua nas áreas de Recursos Hídricos, Hidrologia, Hidráulica e Energia, com foco em: hidrologia de áreas de proteção ambiental e montanhas, e nexo água-energia.

Marcos Yutaka Shiino é docente da Universidade Estadual Paulista (Unesp), Instituto de Ciência e Tecnologia (ICT) de São José dos Campos. É graduado em Engenharia de Materiais e doutor em Engenharia Mecânica pela Unesp, Faculdade de Engenharia de Guaratinguetá (FEG). Atua nas áreas de Processamento e Caracterização de Compósitos, com foco em: comportamento em fadiga de compósitos.